Évaluation environnementale stratégique de la zone extracôtière du plateau du Labrador

Chapitre 5

Rédigée pour le compte de :
Office Canada–Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers
240, chemin Waterford Bridge
The Tower Corporate Campus – West Campus Hall
Bureau 7100
St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)
A1E 1E2

Rédigée par :
Aivek Stantec Limited Partnership
141, promenade Kelsey
St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)
A1B 0L2

Numéro du dossier : 121414574

Rapport final

13 décembre 2021

Table des matières

5.0 POISSON MARIN ET SON HABITAT 5-1
5.1 COMMUNAUTÉS DE MACROPHYTES 5-2
5.1.1 Communauté littorale 5-2
5.1.2 Communauté du sublittoral 5-4
5.1.3 Contraintes de données pour les communautés de macroalgues 5-5
5.2 PLANCTON 5-6
5.2.1 Phytoplancton 5-6
5.2.2 Communauté épontique 5-13
5.2.3 Microflore 5-15
5.2.4 Zooplancton 5-15
5.2.5 Importance de la variabilité dans les conditions océaniques 5-17
5.2.6 Contraintes de données pour le plancton 5-18
5.3 MACRO-INVERTÉBRÉS 5-19
5.3.1 Coraux, éponges et bryozoaires 5-21
5.3.1.1 Contraintes de données pour les coraux, les éponges et les bryozoaires 5-26
5.3.2 Pétoncle d'Islande 5-26
5.3.3 Crabe 5-27
5.3.3.1 Crabe des neiges 5-27
5.3.3.2 Crabe-araignée 5-28
5.3.3.3 Crabe porc-épic 5-28
5.3.4 Buccin 5-29
5.3.5 Crevette nordique 5-29
5.3.6 Espèces d'invertébrés non commerciales 5-30
5.3.7 Contraintes de données liées aux communautés d'invertébrés benthiques 5-34
5.4 ESPÈCES DE POISSON 5-35
5.4.1 Espèces de fond 5-39
5.4.1.1 Limande à queue jaune 5-39
5.4.1.2 Flétan atlantique 5-40
5.4.1.3 Flétan noir 5-40
5.4.1.4 Lançon 5-41
5.4.1.5 Merluche à longues nageoires et hoki 5-41
5.4.1.6 Plie grise 5-42
5.4.1.7 Aiguillat noir 5-43
5.4.1.8 Aiglefin 5-43
5.4.1.9 Morue ogac 5-44
5.4.1.10 Grenadier berglax 5-45
5.4.1.11 Grenadier abyssal 5-45
5.4.1.12 Lanterne glaciaire 5-45
5.4.2 Espèces pélagiques 5-46
5.4.2.1 Morue polaire 5-46
5.4.2.2 Hareng atlantique 5-46
5.4.2.3 Saumon atlantique 5-47
5.4.2.4 Omble chevalier 5-49

5.4.2.5 Capelan 5-51
5.4.2.6 Requin du Groenland 5-53
5.4.2.7 Requin bleu 5-53
5.4.2.8 Autres poissons 5-54
5.4.3 Contraintes de données pour les poissons marins 5-54
5.5 ESPÈCES EN PÉRIL ET ESPÈCES PRÉOCCUPANTES SUR LE PLAN DE LA CONSERVATION 5-55
5.5.1 Espèces en péril 5-57
5.5.1.1 Loup (atlantique, à tête large et tacheté) 5-57
5.5.1.2 Saumon atlantique 5-62
5.5.1.3 Requin blanc 5-62
5.5.2 Espèces préoccupantes sur le plan de la conservation 5-63
5.5.2.1 Morue franche 5-63
5.5.2.2 Thon rouge de l'Atlantique 5-64
5.5.2.3 Plie canadienne 5-65
5.5.2.4 Requin pèlerin 5-66
5.5.2.5 Brosme 5-67
5.5.2.6 Lompe 5-67
5.5.2.7 Requin-taupe commun 5-68
5.5.2.8 Sébaste (*Sebastes* spp.) 5-69
5.5.2.9 Grenadier de roche 5-71
5.5.2.10 Requin-taupe bleu 5-72
5.5.2.11 Raie à queue de velours 5-72
5.5.2.12 Aiguillat commun 5-73
5.5.2.13 Raie épineuse 5-74
5.5.2.14 Merluche blanche 5-75
5.5.2.15 Raie tachetée 5-76
5.5.2.16 Anguille d'Amérique 5-77
5.6 PÉRIODES BIOLOGIQUES VULNÉRABLES DES POISSONS ET DES INVERTÉBRÉS 5-78
5.7 EFFETS POSSIBLES – POISSON ET SON HABITAT 5-79
5.7.1 Voies possibles 5-79
5.7.2 Aperçu des effets 5-80
5.7.3 Mesures d'atténuation pour le poisson et son habitat 5-88
5.7.4 Considérations relatives à la planification environnementale du poisson et de son habitat 5-92
5.7.4.1 Espèces de poissons en péril 5-92
5.7.4.2 Zones et heures importantes pour le poisson et son habitat 5-92
5.8 DONNÉES MANQUANTES 5-93
5.9 RÉFÉRENCES 5-94
5.9.1 Communications personnelles 5-94
5.9.2 Ouvrages cités 5-94

LISTE DE FIGURES

Figure 5-1 Répartition de l'irradiance de la chlorophylle mesurée à partir de l'imagerie satellite de la NASA de l'Atlantique Nord – Hiver (de décembre à février) 2017 5-9
Figure 5-2 Répartition de l'irradiance de la chlorophylle mesurée à partir de l'imagerie satellite de la NASA de l'Atlantique Nord – Printemps (de mars à mai) 2017 5-10
Figure 5-3 Répartition de l'irradiance de la chlorophylle mesurée à partir de l'imagerie satellite de la NASA de l'Atlantique Nord – Été (de juin à août) 2017 5-11
Figure 5-4 Répartition de l'irradiance de la chlorophylle mesurée à partir de l'imagerie satellite de la NASA de l'Atlantique Nord – Automne (de septembre à novembre) 2017 5-12
Figure 5-5 Répartition de coraux et d'éponges dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES 5-23
Figure 5-6 Cinq principales espèces d'invertébrés en poids selon les données du navire de recherche (2007 à 2018) 5-31
Figure 5-7 Autres espèces d'invertébrés selon les données du navire de recherche (2007 à 2018) (6e à 10e en poids, comme il est indiqué au tableau 5.4) 5-32
Figure 5-8 Autres espèces d'invertébrés selon les données du navire de recherche (2007 à 2018) (11e à 20e en poids, comme il est indiqué au tableau 5.4) 5-33
Figure 5-9 Emplacement de l'habitat essentiel défini pour le loup à tête large et le loup tacheté 5-61

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 5.1 Algues générales dans les zones intertidales et infralittorales de la côte du Labrador 5-3
Tableau 5.2 Phytoplancton commun dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES 5-8
Tableau 5.3 Espèces de corail dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES 5-24
Tableau 5.4 20 principales espèces d'invertébrés en poids selon les données du navire de recherche (2007 à 2018) 5-34
Tableau 5.5 Espèces de poissons clés des ensembles canadiens de relevés du navire de recherche recueillis dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES de 2007 à 2018 5-35
Tableau 5.6 Exemple d'espèces de groupes fonctionnels : Analyse de la densité relative moyenne 5-37
Tableau 5.7 Espèces inscrites qui peuvent être présentes dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES 5-55
Tableau 5.8 Périodes de frai des espèces de poissons et de mollusques dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES 5-78
Tableau 5.9 Sommaire des effets environnementaux possibles des activités courantes sur le poisson et son habitat, y compris les espèces en péril 5-81
Tableau 5.10 Sommaire des mesures d'atténuation normalisées des répercussions sur l'environnement pour le poisson et son habitat, y compris les espèces en péril 5-88

5.0 POISSON MARIN ET SON HABITAT

Les sections suivantes présentent un aperçu des espèces de poissons existantes et des habitats connexes qui se trouvent dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'évaluation environnementale stratégique (EES). Elles vont des groupes trophiques marins clés, comme le phytoplancton, aux consommateurs de plus haut niveau, comme les invertébrés benthiques et les espèces de poissons. L'examen des documents existants donne un aperçu de chaque catégorie de poissons marins et de leur habitat dans les sections ci-dessous. Des renseignements plus précis sur la pêche et l'observation environnementale suivent cet aperçu et proviennent d'études sur le savoir autochtone, tant d'études existantes que d'études menées précisément aux fins de la mise à jour de l'EES. Comme il a déjà été mentionné, des renseignements à jour ont été fournis dans la mesure du possible et, lorsque les renseignements n'ont pas changé, le texte du rapport initial sur l'EES (Sikumiut Environmental Management [SEM], 2008) a été transmis à la présente mise à jour. Pour de nombreuses parties de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, il existe un savoir autochtone solide sur la répartition des diverses espèces. Cependant, il peut y avoir un biais géographique dans les observations faites sur des zones plus peuplées de la côte en raison de la concentration de la chasse et des déplacements des membres de la communauté. Par conséquent, il ne faut pas déduire qu'un manque de données cartographiées signifie un manque de présence d'espèces. De plus, le savoir autochtone inclus dans la présente mise à jour de l'EES ne représente pas l'utilisation totale des terres ou le savoir des groupes autochtones relativement à la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES.

La pêche pour la nourriture est une activité courante pour les peuples autochtones du Labrador. Le Conseil communautaire NunatuKavut (2019) a communiqué des observations sur l'habitat du poisson et, en général, sur la santé et les populations de poissons. Les observations propres aux espèces sont décrites dans les sous-sections applicables du présent chapitre, et les observations générales sont abordées ici. Les populations de poissons, bien qu'elles soient en baisse par rapport aux niveaux historiques, sont stables ou augmentent dans les zones protégées, mais semblent avoir diminué dans les zones où la qualité de l'eau est mauvaise. Il y a également eu un rapport sur les poissons qui sont restés plus longtemps dans la zone en 2019. La qualité des poissons s'est améliorée, passant de poissons qui semblaient affamés en 2018 et les années précédentes à des poissons beaucoup plus sains en 2019. Le Conseil communautaire NunatuKavut a indiqué que la santé du foie, la taille du poisson et le contenu de l'estomac constituent des preuves de l'amélioration. D'autres rapports laissent croire que les poissons sont plus petits, mais de bonne qualité en soulignant le contenu de l'estomac des crevettes, des crabes et des méduses, mais pas celui des capelans. Toutefois, le Conseil communautaire NunatuKavut a également signalé la présence de capelans, de crevettes, de harengs et de crabes dans l'estomac des phoques (Conseil communautaire NunatuKavut, 2019). La surpêche est décrite comme une activité humaine influente touchant les populations de poissons.

Le gouvernement du Nunatsiavut (2018) a également communiqué des observations sur l'habitat, la santé et l'abondance du poisson. La plupart des observations étaient propres aux espèces et sont

décrites dans les sous-sections suivantes. Cependant, on a aussi fait des observations générales et des observations inhabituelles. Le gouvernement du Nunatsiavut a signalé avoir vu une lamproie près de l'embouchure de la rivière Kenamu et a observé un changement dans la taille du poisson et une diminution de l'abondance globale du poisson à certains endroits. La diminution des stocks de poissons a été attribuée à des eaux plus chaudes, ce qui a entraîné le déplacement des appâts (nourriture) vers des eaux plus profondes et plus froides (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Le gouvernement du Nunatsiavut a signalé que la pêche commerciale dans les années 1970 et 1980 a exercé une forte pression sur le poisson de la baie Nain et a entraîné une diminution du nombre de poissons au fil du temps, et la surpêche antérieure dans la baie Tikkoatokak ne prend effet que maintenant sur le stock de poisson dans la baie (gouvernement Nunatsiavut, 2018). La diminution de l'abondance des poissons dans la baie Voisey's a été signalée au cours des dernières années (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). De plus, la disparition de la morue et du capelan aurait eu des effets négatifs sur les humains, les mammifères marins et la sauvagine (Williamson et LIA, 1997).

5.1 COMMUNAUTÉS DE MACROPHYTES

La répartition des macroalgues et des plantes marines se limite principalement aux zones atteintes par la lumière du soleil, car elles dépendent de la photosynthèse pour produire de l'énergie; selon les niveaux de limon et de turbidité, la profondeur est d'environ 75 m pour Terre-Neuve-et-Labrador (Mathieson et Dawe, 2017). Certains types d'algues marines (p. ex., algues corallines) se trouvent à une plus grande profondeur. Une grande partie de la côte du Labrador est entièrement exposée, les rivages de substratum sont inclinés et assujettis à de fortes vagues et à de fréquents affouillements de glace, et, par conséquent, ne supporte pas des populations d'algues abondantes ou diverses. À l'inverse, les vastes plaines intertidales situées dans des zones abritées et modérément exposées le long de la côte soutiennent la végétation, bien qu'elle soit peu diversifiée (Société pour la protection des parcs et des sites naturels du Canada [SPPSNC], 2009). L'apparence de la côte du Labrador est très différente des autres régions du nord-est de l'Amérique du Nord. Wilce (1959) décrit le nord du Labrador comme étant subarctique, distinct du point de vue de l'environnement et doté d'une faune caractéristique. La zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES est principalement caractérisée par des zones très exposées, composées de falaises avec une base légèrement inclinée de roche ou de galet. La surface est très usée par l'abrasion des glaces et des roches plus petites transportées par les vagues. L'absence de crevasses empêche les spores d'algues de rester sur la surface du substrat et, par conséquent, la surface demeure exempte de la plupart des plantes (Wilce, 1959).

Les macrophytes (littoraux et sublittoraux) font partie intégrante de l'écosystème de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, car les macrophytes en décomposition fournissent de la nourriture aux herbivores à un moment où la quantité de phytoplanctons est faible (South et coll., 1979). De plus, les macrophytes fournissent un substrat pour un certain nombre d'invertébrés benthiques et sont utilisés pour le pâturage par les herbivores. La plus forte augmentation de la production de macrophytes se produit en été, le stock permanent atteignant son maximum au début d'octobre (Wilce, 1959). Les espèces de macrophytes créent un habitat structurel près du rivage (Teagle et coll., 2017), un environnement qui est l'un des plus productifs au monde. Ces espèces sont aussi importantes comme

producteurs primaires et comme ingénieurs de l'écosystème, et sont sensibles aux perturbations.

5.1.1 Communauté littorale

La composition de la communauté intertidale est dictée par le type de substrat, avec divers substrats correspondant à une variété de préférences d'habitat. La fréquence de la glace de mer le long de la côte du Labrador peut empêcher la prolifération et la croissance des algues dans la zone intertidale et entraîner une faible zonation. La biomasse des fucus, des varechs, des moules et des bigorneaux est plus faible ici que celle des rivages plus méridionaux.

Les fjords de la côte du Labrador abritent certaines communautés intertidales contre l'exposition au vent et aux vagues. Bien que les écosystèmes des fjords ne soient pas entièrement compris en raison d'un manque de données et que l'on sache peu de choses sur la végétation marine dans ces écosystèmes sensibles, les renseignements limités dont on dispose laissent croire qu'il y a généralement une importante végétation en santé juste au-dessus du niveau d'eau élevé dans ces aires protégées, habituellement dans les parties les plus profondes des baies et des fjords. Les communautés d'algues de cette zone doivent être tolérantes aux changements de salinité et aux longues périodes de submersion (Wilce, 1959). La baie Saglek est un exemple d'une zone modérément exposée dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Les communautés d'algues sont plus abondantes et diversifiées dans ces zones, car le substrat convient à l'attachement des algues. Les espèces communes comprennent la famille Chordariens (*Chordaria flagelliformis*), les algues vertes (p. ex., *Prasiola crispa*) et les lichens crustacés (p. ex., *Haematoma ventosum* et *Umbilicaria sp*.) dans le supralittoral ou la zone d'éclaboussement.

Dans les zones fortement exposées, il y a peu ou pas de croissance d'algues. Les taxons, comme l'algue verte *Prasiola*, l'algue noire *Calothrix* et une espèce filamenteuse brune peuvent former des bandes sur les parois rocheuses dans des zones où il y a peu d'abris ou de crevasses. À mesure que l'exposition augmente, ces bandes deviennent de plus en plus étroites sur le rivage, ce qui donne lieu à de grandes zones de roches nues. *Chordaria* est également liée à ces zones (Wilce, 1959; SPPSNC, 2009).

À la côte du Labrador, des vasières se produisent à l'extrémité de baies et de fjords près des entrées des cours d'eau douce. Ces vasières ont une faible diversité d'espèces, mais certaines espèces peuvent être présentes en abondance. L'espèce principale dans les vasières est la *Vaucheria sp.* et diverses espèces d'algues bleues-vertes. Ensemble, ils forment un gazon dense qui semble vert foncé à noir (Wilce, 1959).

Les marais intertidaux de la zone de l'inlet Hamilton et du lac Melville contiennent une flore unique, y compris des espèces tempérées et arctiques. La spartine alterniflore (*Spartina alterniflora*) se trouve dans le lac Melville et la baie Groswater, et elle est rare au Labrador : elle figure à la limite nord de cette espèce. La spartine alterniflore joue un rôle important dans la stabilisation des rives, particulièrement dans les milieux de sable et de silts qui existent dans la région de l'inlet Hamilton (SPPSNC, 2009).

Le tableau 5.1 présente la zonation généralisée d'algues, de la zone intertidale à la zone subtidale, par

rapport au degré d'exposition aux vagues.

Tableau 5.1 Algues générales dans les zones intertidales et infralittorales de la côte du Labrador

Zone	Espèces d'algues typiques par degré d'exposition aux vagues		
	Abritée	**Modérée**	**Élevée**
Littoral	*Ulothrix flacca*	*Umbilicaria sp.*	*Chaetomorpha melagonium*
	Enteromorpha intestinalis	*Prasiola crispa*	*Spongomorpha arcta*
	Monostroma fuscum	*Urococcus foslieanus*	*Pylaiella littoralis*
	Prasiola crispa	*Calothrix scopulorum*	*Sphacelaria arctica*
	Pylaiella littoralis	*Enteromorpha micrococca*	*Ahnfeltia plicata*
	Ralfsia fungiformis	*Ulothrix flacca*	*Phycodrys rubens*
	Eudesme virescens	*Rhodochorton purpureum*	*Polysiphonia arctica*
	Petalonia fascia	*Fucus* spp.	*Polysiphonia ureceolata*
	Dictyosiphon foeniculaceus		*Rhodomela confervoides*
	Chorda tomentosa		
	Chorda filum		
	Ascophyllum nodosum		
	Fucus distichus		
	Fucus distichus evanescens		

Tableau 5.1 Algues générales dans les zones intertidales et infralittorales de la côte du Labrador

Zone	Espèces d'algues typiques par degré d'exposition aux vagues		
	Abritée	**Modérée**	**Élevée**
Sublittoral	*Chordaria flagelliformis*	*Enteromorpha compressa*	*Alaria grandifolia*
	Dictyosiphon foeniculaceus	*Chaetomorpha melagonium*	*Agarum cribrosum*
	Rhodomela confervoides	*Spongomorpha lanosa*	*Laminaria groenlandica*
	Pylaiella littoralis	*Spongomorpha arcta*	*Laminaria nigripes*
	Chorda tomentosa	*Chaetopteris plumosa*	*Laminaria solidungula*
	Monostroma fuscum	*Sphacelaria arctica*	
	Ectocarpus confervoides	*Lithoderma extensum*	
	Elachistea fucicola	*Elachistea fucicola*	
	Hildenbrandia prototypes	*Desmarestia aculeata*	
	Lithothamnion sp.	*Isthmoplea sphaerospora*	
		Stictyosiphon tortilis	
		Delamarea attenuata	
		Monostroma fuscum	
		Ployides caprinus	
		Euthora cristata	
		Rhodophyllis dichotoma	
		Ahnfeltia plicata	
		Antithamnion boreale	
		Ptiolota serrata	
		Phycodrys rubens	
		Odonthalia dentata	
		Polysiphonia arctica	
		Rhodomela confervoides	
Source : Wilce, 1959 Remarque : La liste n'est pas exhaustive.			

5.1.2 Communauté du sublittoral

Les communautés d'algues benthiques et de microphytes non algales fournissent une source stable d'aliments à longueur d'année aux invertébrés et aux poissons lorsque la productivité phytoplanctonique est faible (Voisey's Bay Nickel Company Limited [VBNC], 1997). La plupart des plantes intertidales meurent à l'automne et à l'hiver, et la matière décomposée qui en résulte devient de la nourriture pour de nombreux herbivores (p. ex., oursins [*Strongylocentrotus droebachiensis*]) et filtreurs (p. ex., moules bleues [*Mytilus edulis*]) (VBNC, 1997).

Dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, la croissance des algues est surtout concentrée dans la région du sublittoral et dominée par les Fucaceae, les Laminariaceae et les Corallinaceae (tableau 5.1), dont la majeure partie est répartie inégalement dans la partie inférieure de la zone du sublittoral. En raison du mouvement de la glace de mer et de l'afflux d'eau causé par la fonte des glaces, la croissance est limitée à des profondeurs d'eau supérieures à environ 9 m (Wilce, 1959).

La zostère (*Zostera marina*), une espèce importante sur le plan écologique au Canada, est également présente dans les communautés du sublittoral de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (Conservation de la nature Canada, s.d.). Elle se trouve dans des baies côtières peu profondes, des criques, des lagunes, des chenaux de marée et des estuaires dans des eaux de moins de 4 m, où la lumière du soleil peut pénétrer jusqu'au fond marin. Son système complexe de racines lui permet de s'ancrer aux sols (Conservation de la nature Canada, s.d.; Joseph, s.d.). Ces plantes abritent une grande biodiversité, car elles abritent et nourrissent de nombreux organismes marins, comme les morues, les crabes, les escargots et les oiseaux marins juvéniles (Joseph, s.d.) et servent d'indicateur de la santé de l'écosystème (Bernier et coll., 2018).

Les processus naturels et l'activité anthropique peuvent nuire aux plantes sous-marines. Les ancres et les hélices des bateaux peuvent gratter le fond et détruire ces habitats, l'utilisation d'engrais dans le cadre des activités agricoles ou le ruissellement contenant de grandes quantités d'azote peut mener à des algues à croissance rapide qui font de l'ombre sur la zostère, et d'autres activités qui réduisent la lumière du soleil pénétrable, comme les structures flottantes sur l'eau. Les connaissances et le consensus concernant les effets des activités pétrolières et gazières sur la zostère sont insuffisants, et des études plus poussées sont nécessaires (Fonseca et coll., 2017). Fonseca et coll. (2017) n'ont trouvé aucun lien entre l'exposition à l'huile et la croissance des rhizomes de la zostère, la densité des tiges ou le taux de transport des électrons, et Macinnis-Ng et Ralph (2003) ont conclu que les échantillons *in situ* n'ont présenté aucune incidence photosynthétique en raison de mélanges dispersants et dispersants de pétrole, alors que les échantillons de laboratoire en ont présenté.

Dans et autour de Nain, on trouve de grandes populations d'*Halosaccion*, de *Fucus* et de *Rhodyménie* dans des zones abritées où dominent les fucoïdes (SPPSNC, 2009). La sous-végétation (principalement les petites algues) peut être éclipsée par une flore plus importante, comme les lits de varech de Laminariaceae, avec *Laminaria longicruris* comme espèce de varech dominante (Wilce, 1959). Les zones plus turbulentes avec un substrat rocheux se composent principalement d'algues corallines (*Lithothamnion sp*.) et de varech étroit et robuste (Wilce, 1959). Plus au sud, dans et autour de la baie Sandwich, dans des zones abritées où le fond de la mer est plus hétérogène, composé de roche, de gravier, de sable et de boue, les algues comprennent *Fucus*, algues corallines, *Agarum*, *Plumaria*, *Porphyra*, *Rhodymenia*, *Laminaria*, *Chorda*, dulse, *Alaria*, *Ascophyllum*, algues filamenteuses, *Ectocarpus* et laitue de mer. La zostère est également présente dans la baie (SPPSNC, 2009). Les herbiers de varech croissent à des températures plus froides et sont vulnérables aux changements de température (Bernier et coll., 2018). On trouve des herbiers de varech très productifs répartis dans l'ensemble de l'archipel côtier où ils sont protégés contre l'affouillement de glaces et la bathymétrie irrégulière. Ils contribuent grandement à la production primaire dans les zones côtières du plateau du

Labrador. Bien que la communauté sessile ait été consignée qualitativement, elle n'a pas été évaluée quantitativement.

5.1.3 Contraintes de données pour les communautés de macroalgues

Une grande partie des données sur la répartition des communautés de macroalgues sont basées sur les travaux de Wilce (1959) et de South et coll. (1979). Bien que ces données soient importantes et pertinentes, elles sont datées et, compte tenu des changements survenus dans l'écosystème marin depuis 1980, ne peuvent pas être considérées comme actuelles. La cartographie des macroalgues dans les zones côtières du Labrador (ministère des Pêches et des Océans [MPO], 2021a) est très limitée, y compris d'importantes lacunes dans les données concernant les communautés des macroalgues benthiques dans les eaux du Nunatsiavut ainsi qu'au large des côtes du Labrador en général. Bien qu'il soit reconnu que les communautés de macroalgues occupent un créneau unique et important dans l'écosystème de la mer du Labrador, leurs contributions sont de nature qualitative plutôt que quantitative. Comme il est indiqué à la section 5.1.1, les écosystèmes des fjords ne sont pas entièrement compris en raison d'un manque de données disponibles, et on connaît peu de choses sur la végétation marine dans ces écosystèmes sensibles.

Étant donné que les macroalgues et la zostère sont sensibles à un certain nombre de perturbations anthropiques, une surveillance à long terme des communautés côtières de la zostère et des macroalgues est nécessaire pour fournir des renseignements sur les effets du changement climatique, y compris la migration vers le nord des espèces aquatiques envahissantes (EAE) (MPO, 2021a).

Bien qu'il y ait des lacunes ou des contraintes en matière de données, leur relation avec le pétrole et le gaz extracôtiers dépend de la nature et du moment de l'activité particulière. Les évaluations environnementales (EE) propres au projet doivent confirmer que les contraintes de données sont toujours pertinentes et n'ont pas été traitées ou si de nouvelles contraintes de données ont été soulevées.

5.2 PLANCTON

Plancton désigne les organismes flottants qui dérivent dans la colonne d'eau. Ces organismes sont une source d'énergie primaire pour l'écosystème marin (Brierly, 2017). Le plancton comprend les bactéries, les champignons, les phytoplanctons (algues marines), les zooplanctons (invertébrés, œufs et larves de macroinvertébrés) et les ichthyoplanctons (œufs et larves de poissons). Le phytoplancton est brouté par le zooplancton, qui, étant donné sa taille plus grande, est plus approprié comme nourriture pour les prédateurs, comme les poissons et les mammifères marins (Brierley, 2017). Compte tenu de ce transfert d'énergie aux niveaux trophiques supérieurs, les menaces à la communauté planctonique risquent d'entraîner des effets en cascade sur l'ensemble de la communauté marine. Le zooplancton, composé principalement de copépodes calanoïdes, domine la biomasse planctonique au début de l'été (fin juin). L'abondance et la diversité du plancton sont plus faibles en hiver qu'en été. En hiver, la plupart des espèces de plancton ont achevé leur cycle de vie (VBNC, 1997).

Aux fins du présent rapport et lorsqu'il est pertinent, la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES est divisée en trois zones : le nord de la mer du Labrador, le sud de la mer du Labrador et le centre de la mer du Labrador.

5.2.1 Phytoplancton

La zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES est un écosystème biologiquement productif influencé par les mêmes facteurs généraux qui régulent la biomasse phytoplanctonique dans d'autres zones, principalement la lumière et les nutriments qui accroissent la productivité et le pâturage herbivore qui diminuent la biomasse (Harrison et Li, 2008). La distribution, la productivité et la croissance du phytoplancton dans les écosystèmes à des latitudes élevées, comme la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, sont complexes en raison de la lumière et des nutriments qui sont les principaux facteurs qui favorisent la production de phytoplancton. Le phytoplancton dans cet écosystème est soumis à des variations plus extrêmes des régimes de lumière que les climats du sud en raison des cycles solaires annuels et de la présence de glaces de mer (Harrison et Li, 2008; MPO, 2021a). En plus des variations du régime de lumière, ces écosystèmes sont assujettis à de fortes influences météorologiques, notamment les températures de l'eau froide, les vents forts et les courants, qui influent sur la biomasse phytoplanctonique et l'exposition à l'environnement de lumière dans la colonne d'eau supérieure. La zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES fait partie du tourbillon subpolaire de l'Atlantique Nord-Ouest qui est délimitée par les courants liés aux plateaux continentaux peu profonds (particulièrement les courants côtiers du Groenland de l'Est et de l'Ouest et du Labrador) et à un bassin central profond qui est assujetti à un fort mélange vertical à la fin de l'hiver (Lazier et coll., 2002). Le mélange vertical améliore l'approvisionnement en nutriments dans la colonne d'eau (en particulier les nitrates, le phosphore et les silicates), ce qui favorise la croissance du phytoplancton.

La floraison printanière du phytoplancton est la force motrice de la dynamique des écosystèmes marins à des latitudes élevées, et le moment de cette floraison est un facteur essentiel qui régit les cycles écologiques. Au printemps, l'augmentation du rayonnement solaire favorise la photosynthèse et la stratification thermique de la colonne d'eau, et cette stratification thermique s'étend des climats du sud au nord, ce qui entraîne la propagation de la floraison printanière des latitudes basses aux latitudes élevées (Wu et al., 2008). Le retrait de la glace de mer influence également le moment et l'intensité de la floraison du phytoplancton, et permet à la lumière d'entrer dans la colonne d'eau. La fonte de la glace dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES réduit la salinité de surface et crée une zone de mélange peu profonde (Wu et coll., 2007). Le retrait précoce des glaces entraîne une floraison printanière précoce et prolongée du phytoplancton, ce qui entraîne des effets sur la dynamique globale de l'écosystème (Platt et coll., 2003; Fuentes-Yaco et coll., 2007). Par exemple, une floraison prolongée de phytoplancton peut fournir une disponibilité prolongée de nourriture pour les poissons à des niveaux trophiques plus élevés, soit directement par la consommation de phytoplancton, soit indirectement par la consommation de zooplancton, qui broutent sur le phytoplancton. Cela peut, à son tour, donner lieu à de fortes classes d'âge d'aiglefin (Platt et coll., 2003) ou à une augmentation de la taille des crevettes (Fuentes-Yaco et coll., 2007).

Le réchauffement de l'océan devrait accroître la productivité phytoplanctonique globale dans l'Atlantique subarctique et jouer un rôle de premier plan dans les régions sous influence de glace où le débit extrant de l'Arctique et le débit entrant de l'Atlantique influent sur la dynamique phytoplanctonique (Harrison et coll., 2013). Les observations et la modélisation effectuées dans des environnements à des latitudes élevées de 1988 à 2013 laissent croire que la floraison printanière et la productivité saisonnière maximale se produisaient progressivement plus tôt pendant l'année dans le subarctique de l'est (Harrison et coll., 2013).

En raison de la remontée des eaux le long des versants des bancs et des chenaux au large et du débit extrant d'eau riche en éléments nutritifs du détroit d'Hudson, la productivité dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES est élevée, plus particulièrement le banc Saglek dans la partie nord de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (Drinkwater et Harding, 2001; Breeze et coll., 2002; SPPSNC, 2018). La floraison printanière peut varier d'une année à l'autre en ce qui a trait à la durée et à l'intensité, mais elle se produit habituellement de mai à juin lorsque la glace quitte la zone du plateau du Labrador (Drinkwater et Harding, 2001).

La majeure partie du tiers est de la mer du Labrador est en pleine floraison en mai, et la floraison se produit le long des bords des glaces en retrait dans les régions du nord et de l'ouest (Cota et coll., 2003). La floraison précoce dans les régions du nord et de l'est est une occurrence régulière et peut être liée à l'influence de la fonte des glaces de mer à la fin de l'hiver (Head et coll., 2000). En juin, les concentrations de chlorophylle dans le bassin central sont relativement faibles, et la biomasse élevée est la plus prononcée sur les plateaux, particulièrement dans le sud du Labrador (Cota et coll., 2003). La biomasse modérée a lieu dans une grande partie du bassin profond de juillet à septembre ou même au début d'octobre. Il semble y avoir une floraison automnale au-dessus des régions de plateau et de versant en octobre dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (Cota et coll.,

2003). La zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES affiche une biomasse de chlorophylle élevée pendant la majeure partie de la saison de croissance d'avril à septembre-octobre (Cota et coll., 2003). Dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, la productivité la plus faible se produit habituellement en décembre en raison de la faible intensité lumineuse.

Les fluctuations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador sont dominées par les changements dans l'abondance des diatomées (MPO, 2007). La floraison printanière a tendance à être dominée par les diatomées, tandis que les espèces dominantes de la floraison automnale sont les flagellés et les dinoflagellés (MPO, 2007; Buchanan et Foy, 1980). Le phytoplancton commun trouvé dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES de juillet à septembre 1997 est indiqué au tableau 5.2.

Tableau 5.2 Phytoplancton commun dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES

Nom commun	Genre
Diatomées centriques	*Thalassiosira*
	Chaetoceros
Diatomées pennées	*Naviluca*
	Fragillaris
Dinoflagellés à thèque	*Schripsiela*
	Dinophysis
	Heterocapsa
	Prorocentrum
	Pavillardia
	Protoperidinium
	Alexandrium
Dinoflagellés sans plaques	*Gymnodinium*
	Gyrodinium
Ciliés	*Tibtinopsis*
Sources : Petro-Canada, 1982; VBNC, 1997	

Fragoso et coll. (2015) ont signalé des taxons dominants (biomasse) dans les régions côtières et extracôtières du sud-ouest de la mer du Labrador. Les communautés de phytoplancton côtier étaient dominées par des diatomées de l'Arctique et de la glace de mer, comme *Fossula arctic*, *Fragilariopsos spp*. (grandes et moyennes), *Porosira glacialis* et *Thalassiosira spp*., ainsi que les dinoflagellés sans plaques (petits), tandis que les sites au large du sud-ouest de la mer du Labrador étaient dominés par des dinoflagellés à thèque (petits), des dinoflagellés sans plaques (petits), des *Protoperidinium spp*. et la diatomée, *Ephemera planamembranacea*. Fragoso et coll. (2015) confirment également que la structure de la communauté phytoplanctonique de la mer du Labrador diffère entre les éclosions du printemps et du début de l'été et qu'elle est contrôlée par les caractéristiques physiques et biogéochimiques des masses d'eau dominantes. Ces caractéristiques physiques et biogéochimiques (p. ex., disponibilité de la lumière, apport en nutriments et pression de broutage) définissent la phénologie phytoplanctonique (variation saisonnière et interannuelle), la biomasse, la production primaire et la structure communautaire. Par conséquent, les changements de ces paramètres (à mesure que le climat change dans les océans des latitudes élevées) entraîneront probablement des effets en cascade sur les niveaux trophiques supérieurs (Fragoso et coll., 2015).

L'irradiance de la chlorophylle dans l'Atlantique Nord a été mesurée à partir de l'imagerie satellitaire de la NASA pendant les quatre saisons en 2017 afin de montrer la variation saisonnière des concentrations de chlorophylle *a* (figures 5-1 à 5-4). Dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, les concentrations de chlorophylle *a* sont relativement faibles en hiver (figure 5-1). Les données de la

saison printanière montrent les concentrations de chlorophylle *a* les plus élevées dans la zone au-dessus du banc Saglek au nord et du banc Hamilton au sud (figure 5-2). Ces données sont conformes aux conclusions consignées en 1989 (Drinkwater et Harding, 2001). Pendant l'été, des concentrations de chlorophylle *a* ont été observées entre 1 et 10 mg/m³ dans la mer du Labrador (figure 5-3). Ces concentrations de chlorophylle *a* se sont déplacées vers l'intérieur des terres à l'automne et ont été observées le long du plateau du Labrador (figure 5-4).

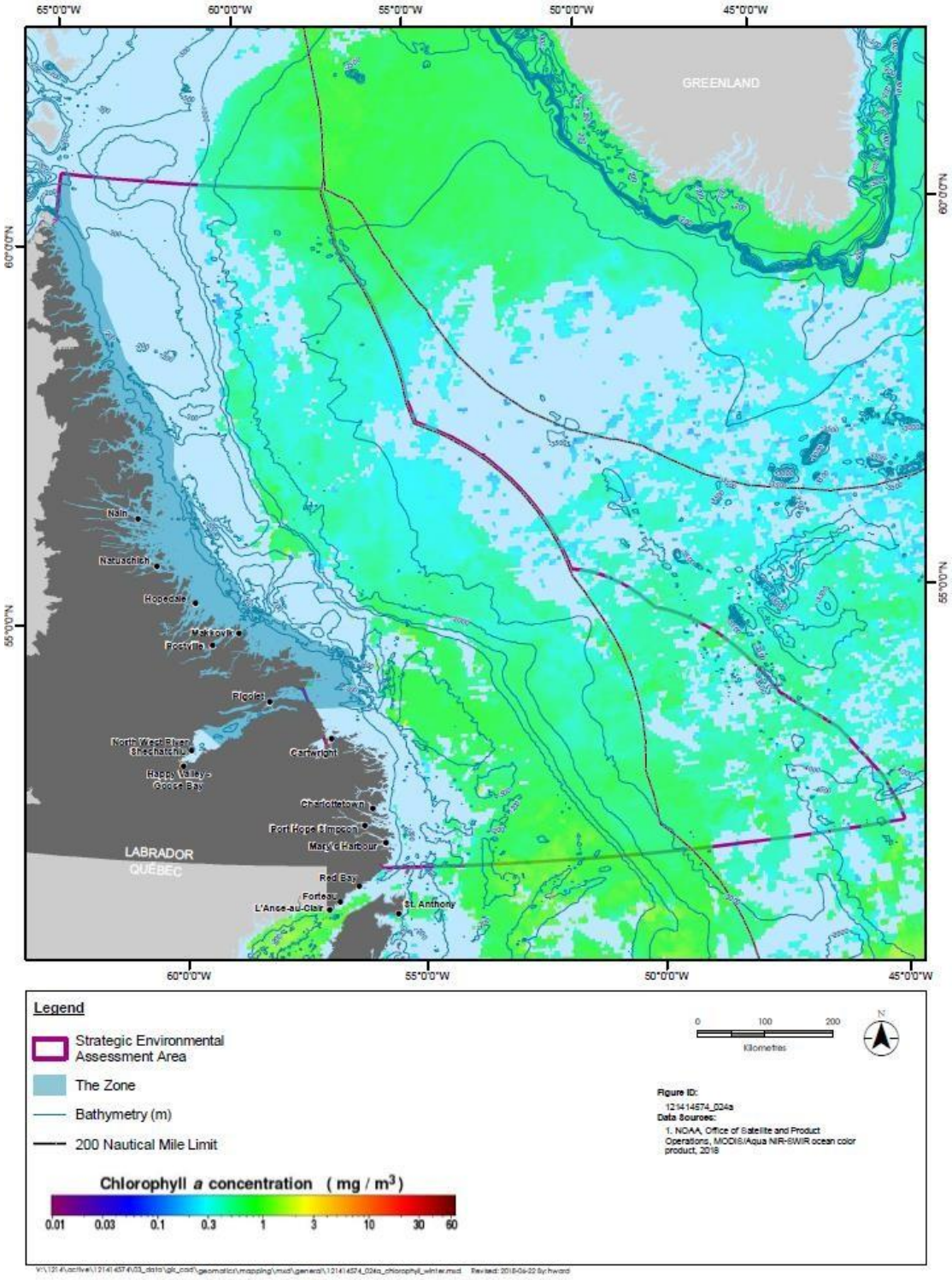

Figure 5-1 **Répartition de l'irradiance de la chlorophylle mesurée à partir de l'imagerie satellite de la NASA de l'Atlantique Nord – Hiver (de décembre à février) 2017**

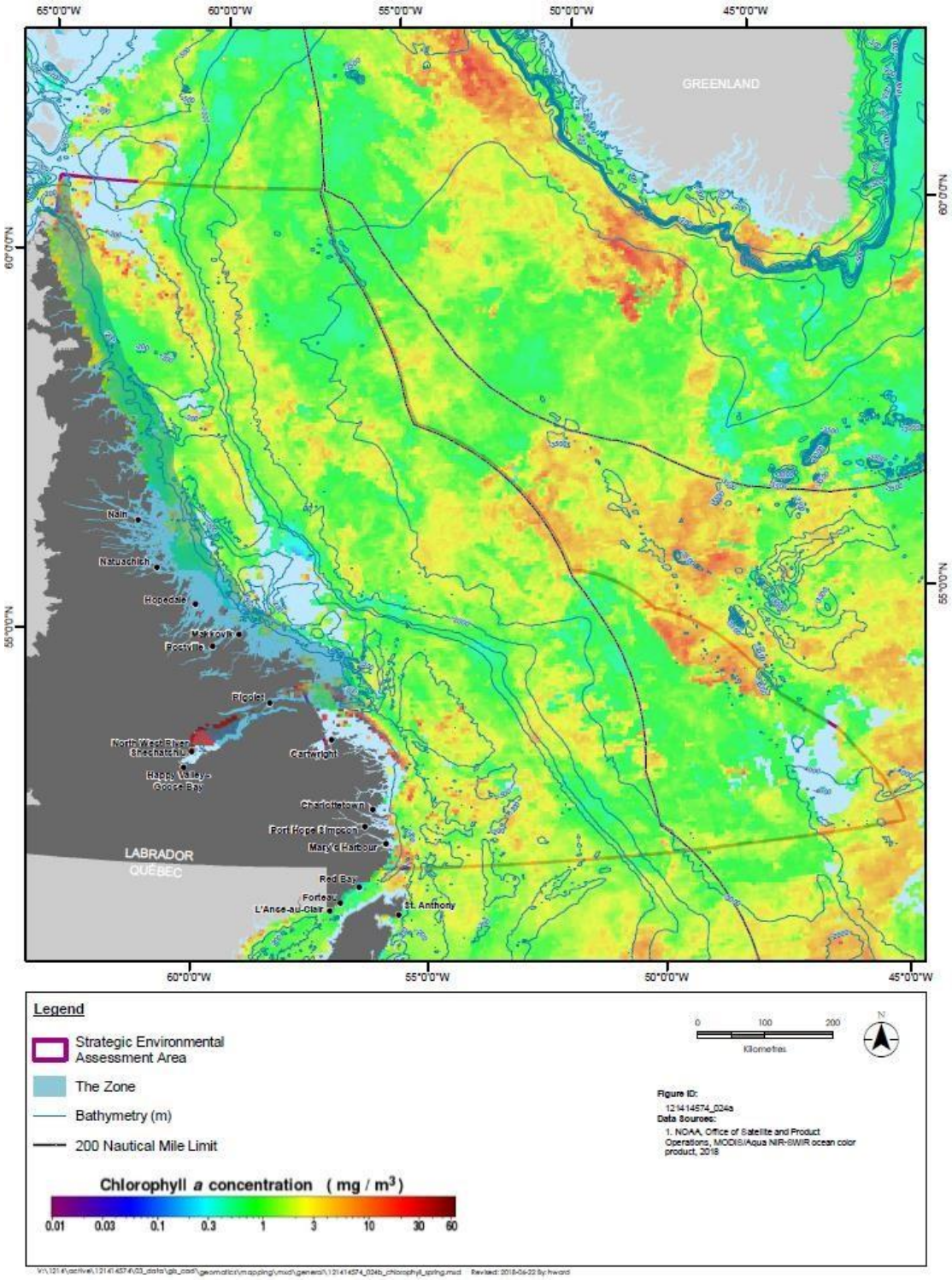

Figure 5-2 **Répartition de l'irradiance de la chlorophylle mesurée à partir de l'imagerie satellite de la NASA de l'Atlantique Nord – Printemps (de mars à mai) 2017**

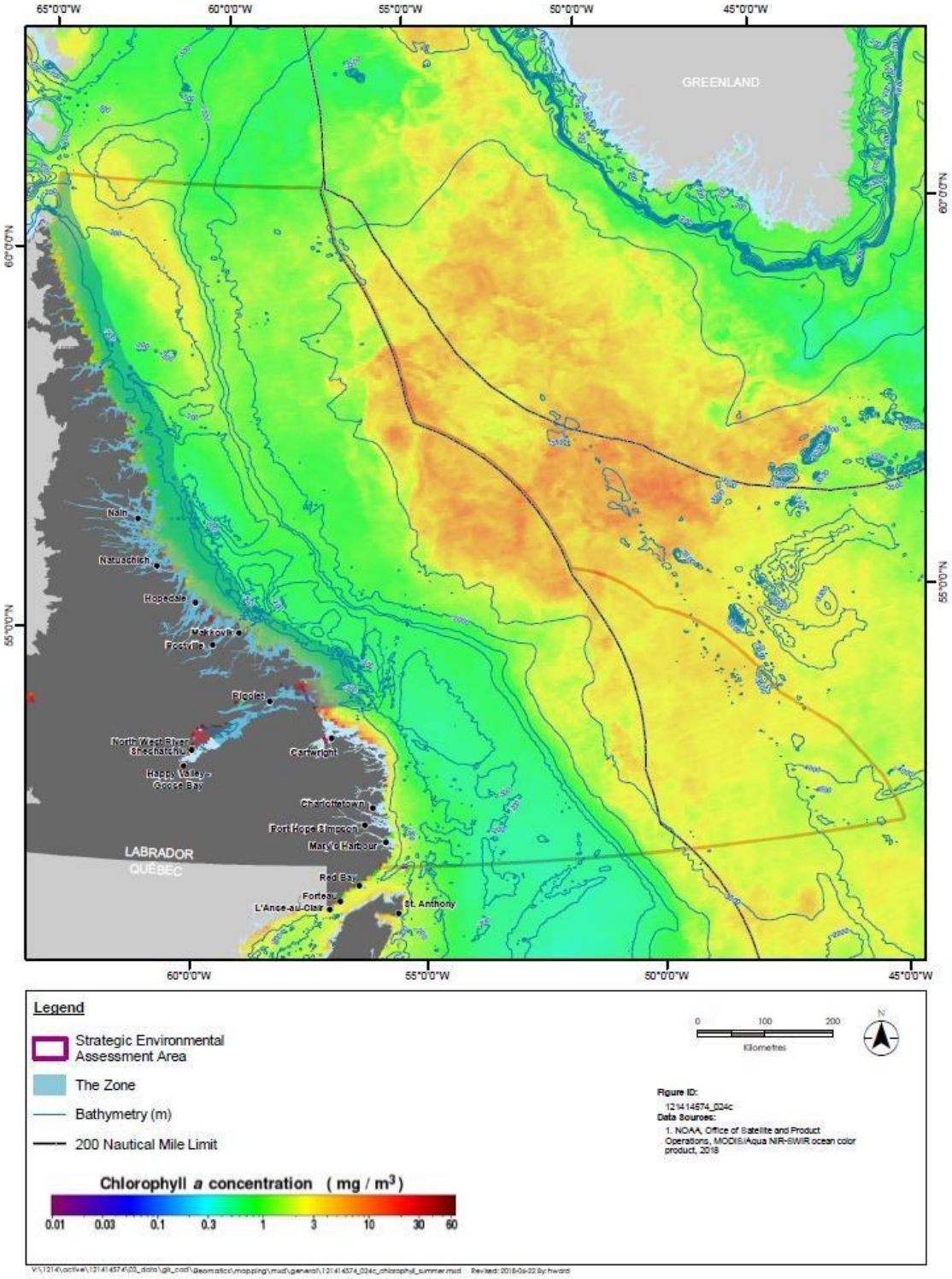

Figure 5-3 Répartition de l'irradiance de la chlorophylle mesurée à partir de l'imagerie satellite de la NASA de l'Atlantique Nord – Été (de juin à août) 2017

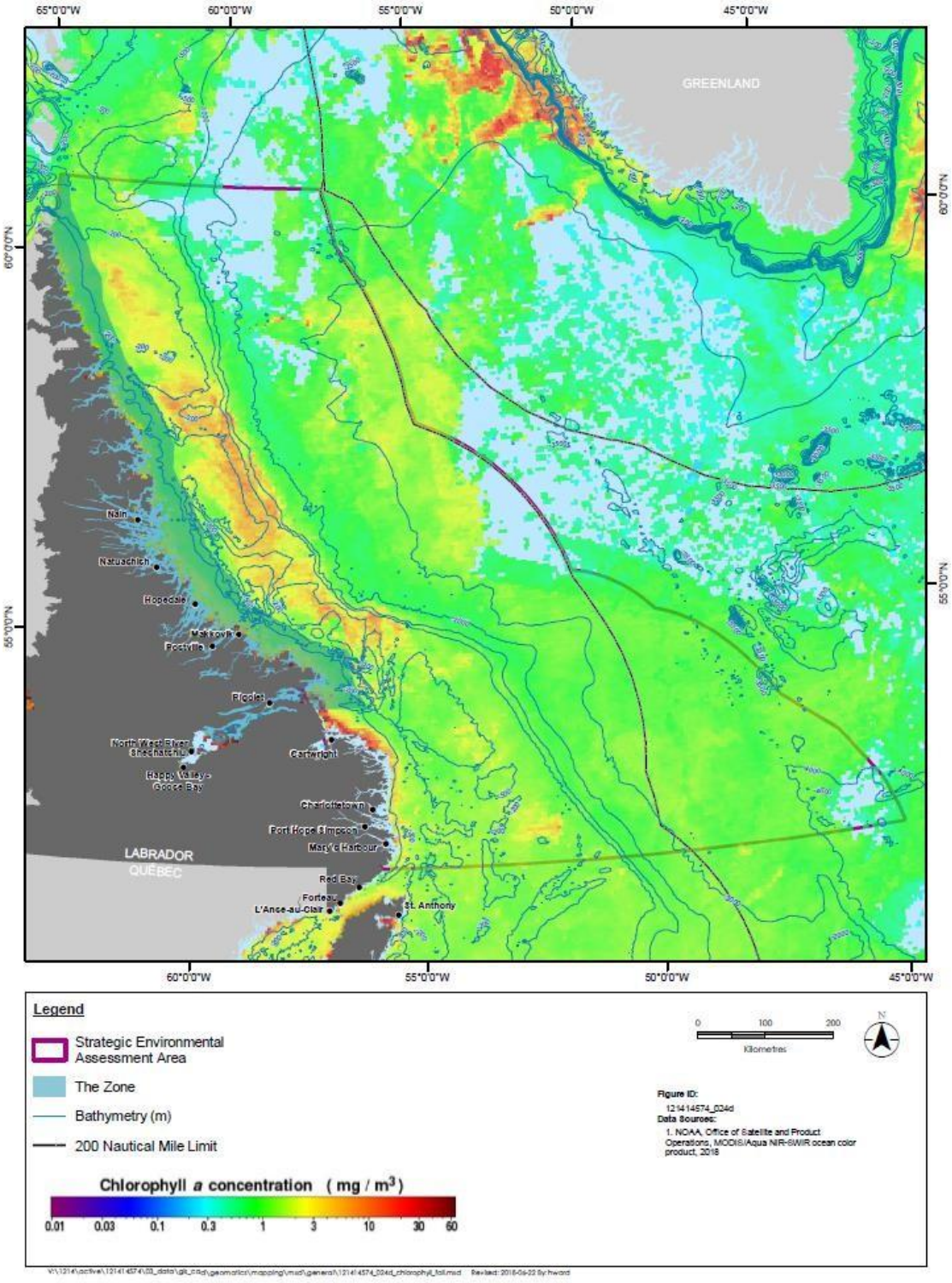

Figure 5-4 **Répartition de l'irradiance de la chlorophylle mesurée à partir de l'imagerie satellite de la NASA de l'Atlantique Nord – Automne (de septembre à novembre) 2017**

Harrison et Li (2015) ont évalué les données satellitaires en couleur sur l'océan afin de fournir un aperçu de la dynamique de croissance saisonnière dans la mer du Labrador. En plus d'une floraison printanière, une brève floraison de phytoplancton automnale survient au large du plateau du Labrador, s'étendant du détroit d'Hudson au sud du Labrador. Cette floraison automnale est principalement le résultat d'un mélange de plateau-versant (Drinkwater et Harding, 2001) et peut devenir plus fréquente à mesure que le climat change et que les résultats se figent plus tard (Ardyna et coll., 2014).

5.2.2 Communauté épontique

La communauté épontique est le biote de la glace de mer, à la fois les plantes et les animaux, à des niveaux trophiques qui vit dans la glace de mer, sur celle-ci ou qui est liée à celle-ci pendant la totalité ou une partie de leur cycle de vie (Horner et coll., 1992). Les communautés se trouvent à la surface, à l'intérieur et au fond de la glace, chacune pouvant être divisée davantage, et un habitat sous la glace ou une communauté sous-glaciaire immédiatement sous la glace, mais toujours attaché ou étroitement lié au fond de la glace. Il existe différents mécanismes de formation de ces communautés selon l'endroit où la communauté est située dans la glace (Horner et coll., 1992) et ceux-ci contribuent à la croissance et à la production du phytoplancton dans les régions couvertes de glace (Harrison et coll., 2013).

Il existe trois types de communautés de surface de glace. La communauté d'infiltration se produit à l'interface entre la neige et la glace et se forme lorsque le poids de la neige déprime la glace et que les organismes contenant de l'eau de mer peuvent alors infiltrer la neige. Cette communauté est décrite comme une communauté mixte de diatomées et de flagellés, en couches de 15 à 100 cm d'épaisseur (Horner et coll., 1992). Un autre mécanisme est que les organismes déjà présents dans la glace croissent à cause d'un environnement favorable après que l'eau de mer envahisse l'interface entre la neige et la glace. Cela est attribuable à des températures plus élevées et à la disponibilité de nutriments. Le deuxième type de communauté de surface s'appelle la communauté de déformation, qui comprend la communauté d'infiltration de crêtes de pression, formée lors de la formation initiale de crêtes de pression, et la communauté d'étang salé de surface, formée lorsque la surface de glace est projetée sous le niveau de la mer et inondée. On trouve des autotrophes et des hétérotrophes dans ces communautés, souvent avec des groupes d'organismes semblables (Horner et coll., 1992). La troisième communauté se trouve dans les lacs de fonte et est formée par le dégel de glace de surface, l'inondation ou une combinaison des deux. On trouve une variété d'organismes dans les lacs de fonte, y compris des espèces d'eau douce et saumâtre de diatomées, de flagellés et de ciliates, qui peuvent être transportés par le vent ou les oiseaux.

Poulin et coll. (2011) a effectué une première tentative d'évaluation de la diversité panarctique des eucaryotes pélagiques et des eucaryotes de glace de mer à l'aide de données provenant de diverses sources et d'un examen des données sur la présence et l'absence. L'étude a permis de déceler 1 027 taxons sympagiques (liés à la glace), composés de 731 taxons de diatomées et de 296 taxons de flagellés, à partir d'études menées en Alaska, au Canada, en Scandinavie, y compris au Groenland, et à la Fédération de Russie.

Les habitats intérieurs dépendent de la température de l'air au point de congélation ou légèrement au-dessous pour amorcer, mais pas achever, le drainage de la saumure. La communauté la plus élevée

dans la glace est appelée la communauté de franc-bord. Cela se produit lorsque la saumure s'écoule des couches supérieures en raison du réchauffement de la surface, de l'augmentation de la croissance des algues, de la rétention de la chaleur et de la fonte des glaces. Cela se produit de 10 à 30 cm sous la surface supérieure de la glace où la glace est en décomposition. On trouve également du krill qui broute les algues dans cette couche (Horner et coll., 1992). Les communautés de chenaux de saumure sont l'habitat intérieur le plus commun. Ils se forment au printemps en réponse aux changements de température et aux contraintes internes, ce qui crée de longs tubes verticaux qui permettent un mouvement vertical de la saumure à travers la glace. À mesure que les chenaux s'élargissent par la croissance ou la fonte, ils deviennent liés à la communauté sous-jacente. L'amphipode *Gammarus wikitzkii* s'adapte à un large éventail de salinités et se retrouve couramment dans les communautés de chenaux de saumure (Horner et coll., 1992). Un autre type de communauté est la communauté diffuse. Dans les régions arctiques et subarctiques, on trouve des diatomées et des flagellés hétérotrophes tout au long de l'épaisseur de la glace dès sa formation. Toutefois, les études sont limitées et on connaît peu de choses sur cette communauté (Horner et coll., 1992). Les communautés de bande sont formées soit par l'accrétion de nouvelles glaces sous une couche de glace de fond formée antérieurement soit par l'incorporation de cellules au moment du premier gel des eaux de surface (Horner et coll., 1992). Ce type de communauté est plus commun dans l'Antarctique, mais peut se produire dans la région arctique.

Les communautés trouvées dans les couches inférieures sont les plus fréquemment étudiées. La communauté interstitielle se trouve au fond où les cristaux de glace sont généralement petits et n'ont généralement que quelques centimètres d'épaisseur, constitués d'une couche solide et dure de glace. On trouve dans cette couche des organismes comme les diatomées pennées, les dinoflagellés, les flagellés autotrophes et hétérotrophes, les ciliates, les héliozoaires, les rotifères, les nématodes, les copépodes harpacticoïdes et cyclopoïdes, les turbellariés et les larves polychètes (Horner et coll., 1992). La glace plaquettaire se trouve sous la glace et est l'endroit d'une autre communauté de glace du fond. La diminution des courants et du cisaillement près de la falaise de glace permet à cette surface de se former. La population de glace du plateau du Labrador ressemble à celle des populations de l'Arctique et de l'Antarctique décrites précédemment, avec une concentration moyenne de chlorophylle de 98 mg/m³ et un peuplement de carbone allant de 2,8 à 10,8 g/m³ (Irwin, 1990). L'épaisseur moyenne de la couche d'algues de glace était d'environ 10 cm, ce qui se traduit par un peuplement de 0,6 g/m³. La flore de glace épontique peut représenter jusqu'à 30 % de la productivité annuelle dans la colonne d'eau (Clark et Finley, 1982).

L'habitat sous la glace se trouve dans l'eau de mer juste en dessous de la glace, bien que des organismes puissent être légèrement attachés au-dessous de la glace. On a observé dans l'Arctique canadien des tapis de cellules d'algues qui flottent juste sous la surface inférieure de la glace ainsi que des filaments qui s'attachent légèrement à la surface inférieure de la glace (Horner et coll., 1992). Des organismes, comme *Pseudocalanus sp*., copépodes harpacticoïdes, amphipodes *Parathemisto libellula*, *Weyprechtia pinguis*, *Onisimus litoralis*, *Onisimus spp. juvéniles*, *Gammarus setosus* et la morue polaire (*Boreogadus saida*) se trouvent dans cet habitat (Horner et coll., 1992).

Il est possible que les communautés d'algues épontiques agissent comme inoculums dans le cadre de la floraison printanière du phytoplancton (Anderson, 1977). Dans l'Antarctique, la mer de Béring et la mer

des Tchouktches, on a constaté que les communautés épontiques contribuent à une grande partie de la productivité primaire annuelle totale et qu'elles constituent aussi la principale concentration d'algues disponibles pour les pâtureurs à la fin de l'hiver et au début du printemps (Booth, 1984). On estime qu'environ 10 % de la production annuelle des enfoncements côtiers sont attribuables aux algues épontiques (Booth, 1984). L'importance de la communauté épontique est qu'elle fleurit avant que le phytoplancton ne fleurisse et accroît la quantité de nourriture disponible pour les pâtureurs pendant cette période (Booth, 1984). Le changement climatique peut modifier la contribution de la communauté épontique à la production primaire, car une réduction de la couverture de glace peut entraîner une augmentation du nombre de communautés pélagiques et une diminution du nombre de communautés de phytoplancton épontique (Harrison et coll., 2013).

5.2.3 Microflore

Les microbiotes composés de bactéries, de moisissures et de levures sont omniprésents dans le milieu marin, y compris dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. La microflore occupe un créneau unique dans les écosystèmes marins en ce sens qu'elle sert de source alimentaire et qu'elle dégrade la matière organique. La microflore est le lien entre les détritus, la matière organique dissoute et les niveaux trophiques supérieurs. Les bactéries hétérotrophes, à l'aide du processus d'oxydation, décomposent des molécules organiques complexes en unités monomoléculaires plus petites, broutant ainsi la majorité des nutriments organiques dissous formés par le phytoplancton (Bunch, 1979). La microflore joue un rôle dans l'atténuation des changements climatiques par l'entremise de la séquestration du carbone dans les profondeurs océaniques (Li et Dickie, 1996).

En général, la microflore est plus abondante dans les couches supérieures, et son nombre diminue avec la profondeur. Dans la mer du Labrador, les bactéries sont présentes à des concentrations de 105 à 106 par millilitre dans les 100 m supérieurs et de 104 à 105 par millilitre à des profondeurs plus grandes (Li et Dickie, 1996; Li et Harrison, 2001). En général, le dénombrement direct de la microflore diminue d'environ un ordre de grandeur de 1 à 200 m de profondeur d'eau (Bunch, 1979). Des valeurs élevées ont été obtenues dans les eaux de surface où les fleurs de phytoplancton étaient continues ou récentes, comme en témoignent les nutriments appauvris (Bunch, 1979). Dans la colonne d'eau, la corrélation entre le nombre de phytoplanctons et le dénombrement direct de bactéries était élevée (Bunch, 1979). En dessous de 50 m, l'activité hétérotrophe potentielle est uniformément faible, et cette condition prévaut probablement dans les quatre saisons (Bunch, 1979), à moins qu'un fort mélange vertical ne se produise. Une faible activité est indiquée par un faible nombre de cellules. Quoi qu'il en soit, la microflore est capable de persister profondément dans la zone aphotique où le phytoplancton est absent, où il est un agent métabolique dominant qui sert de médiateur dans la dynamique des matières organiques (Li et Dickie, 1996).

Les assemblages de microflore sont soutenus par le flux de matière organique dissoute provenant du phytoplancton et du zooplancton. Par conséquent, une réduction de la production primaire peut déterminer la distribution verticale de la microflore (Li et Dickie, 1996). La floraison printanière du phytoplancton dans les écosystèmes de latitude élevée est nécessaire à la croissance de la microflore, qui augmente d'environ un ordre de grandeur en réponse à la floraison (Bunch, 1979; Li et Dickie, 1996).

5.2.4 Zooplancton

Le zooplancton est le lien entre la production primaire et les organismes trophiques de haut niveau dans le milieu marin (Bernier et coll., 2018). Le zooplancton transfère le carbone organique du phytoplancton vers les poissons, les mammifères marins et les oiseaux marins plus élevés dans le réseau alimentaire, et il est une source de nourriture pour un large éventail d'espèces et il contribue de la matière fécale et du zooplancton mort aux communautés benthiques.

Le nord de la mer du Labrador est constitué d'un nombre relativement faible d'espèces comparativement aux climats tropicaux et de tempérés (Huntley et coll., 1983). La mer du Labrador est un complexe hydrographique où les masses d'eau de l'Arctique et de l'Atlantique interagissent. La répartition et

l'écologie du zooplancton sont fortement influencées par les processus d'advection, comme ceux qui ont lieu dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (Huntley et coll., 1983). Le zooplancton a des cycles saisonniers qui donnent souvent une idée des interactions entre les processus océanographiques et les réponses biologiques (Huntley et coll., 1983).

Les taxons zooplanctoniques caractéristiques de la mer du Labrador comprennent les copépodes *Oithona spp*., *Microcalanus*, *Scolecithricella minor*, *Calanus finmarchicus*, *C. hyperboreus*, *Metridia spp*., *Euchaeta spp*., krill (Euphasids) et amphipodes (principalement *Themisto libellula*) (Head et coll., 2003; Pepin, 2013). Les biomasses du zooplancton des eaux arctiques sont dominées par des copépodes calanoïdes et surtout par *C. finnmarchicus* (Huntley et coll., 1983; Head et coll., 2000). Tout au long de son aire de répartition biogéographique, *C. finmarchicus* est un pâtureur dominant et la principale proie de nombreux poissons planctivores, dont le hareng, le maquereau, le capelan et le jeune merlan bleu et le saumon atlantique, les larves de nombreuses espèces de poissons se nourrissant presque exclusivement des œufs et des nauplius de *C. finmarchicus* (Mellea et coll., 2014). L'importance écologique de l'espèce de *Calanus* repose sur le fait qu'elle stocke une grande quantité de lipides, ce qui en fait une source d'alimentation à haute énergie pour une variété d'espèces marines, y compris les stades adultes, juvéniles et larvaires du poisson, qui les sélectionne de préférence par rapport à d'autres aliments disponibles (Falk-Petersen et coll., 2009). Alors que les copépodes *Pseudocalanus spp*. et *Oithona spp*. dominent généralement l'abondance du zooplancton, ils ne représentent qu'une fraction de la biomasse totale : les copépodes calanoïdes de grande taille (p. ex., *C. finmarchicus*) représentent souvent plus de 50 % de la biomasse totale du zooplancton, malgré une abondance relativement faible.

La composition de la communauté zooplanctonique dans l'Atlantique Nord-Ouest a évolué au cours des dernières années (de 2014 à 2018), caractérisée par une augmentation de l'abondance de petits copépodes, comme *Oithona spp*. et *Pseudocalanus spp*., ainsi qu'une diminution de l'abondance des copépodes calanoïdes, qui sont grands et riches en énergie (Bernier et coll., 2018; MPO, 2020a). L'abondance totale de copépodes et l'abondance de non-copépodes que l'on trouve au plateau du Labrador ont également augmenté à des niveaux supérieurs à la moyenne au cours de cette même période (Bernier et coll., 2018).

La reproduction du zooplancton est liée à la floraison printanière du phytoplancton, qui coïncide ou suit immédiatement les floraisons courtes, mais intenses aux latitudes élevées (Huntley et coll., 1983; Head et coll., 2000; Head et Pepin, 2008), bien qu'il y ait controverse quant à savoir si la production d'œufs commence avant ou après la floraison printanière. Indépendamment du moment de la production d'œufs, il est reconnu que les taux de production d'œufs sont les plus élevés pendant la floraison printanière (Head et coll., 2000). La reproduction du zooplancton dans le nord et le sud de la mer du Labrador se produit en mai ou aux alentours de mai, le centre de la mer du Labrador étant en retard jusqu'à un certain moment en juin. La présence de copépodites de stade I et II dans le centre de la mer du Labrador en octobre et novembre laisse croire qu'il pourrait y avoir une deuxième période de reproduction à la fin de l'été ou au début de l'automne (Huntley et coll., 1983) et que cet agrégat est beaucoup plus petit. Le *C. finnmarchicus*, dans le centre de la mer du Labrador, a connu les taux de production d'œufs les plus élevés jamais observés à la basse température ambiante (Head et coll., 2000).

Le *C. finnmarchicus* préadulte se développe dans les eaux de surface au cours de l'été et au début de

l'automne, après quoi la majorité migre vers les eaux plus profondes pour entrer dans une période d'inactivité connue sous le nom de diapause (Head et Pepin, 2008). La descente saisonnière vers les eaux plus profondes signifie que *C. finnmarchicus* est largement absent de la région du plateau du Labrador pendant les mois d'hiver, puis repeuple les régions du plateau au printemps. Il a été suggéré que le tourbillon subpolaire de l'Atlantique Nord-Ouest, le tourbillon d'eau du versant et le tourbillon de la mer de Norvège de l'Atlantique Nord-Est forment trois zones distinctes de rétention et de répartition pour l'hivernage du *C. finnmarchicus* dans l'Atlantique Nord (Head et Pepin, 2008). La preuve est les fortes concentrations de *C. finnmarchicus* dans l'eau de surface proche du versant du Labrador et du centre de la mer du Labrador au printemps (Head et coll., 2003). Cela appuie la théorie selon laquelle le tourbillon subpolaire fournit une source printanière de *C. finnmarchicus* aux régions du plateau de Terre-Neuve-et-Labrador.

La profondeur du *C. finnmarchicus* varie dans la mer du Labrador, et plus d'individus se trouvent à des profondeurs plus grandes près des plateaux continentaux que dans la zone centrale du bassin (Head et Pepin, 2008). L'abondance de *C. finnmarchicus* dans la mer du Labrador reflète la production de la zone, bien que les eaux de versant soient les zones de production la plus élevée avec le transport vers le centre de la mer du Labrador (Head et coll., 2000). L'abondance de *C. finnmarchicus* qui hiverne dans la mer du Labrador est semblable à celles rapportées au bassin d'Irminger et à la mer de Norvège. Les concentrations élevées de *C. finnmarchicus* dans le centre de la mer du Labrador concordent avec la théorie selon laquelle il s'agit d'un centre de distribution de *C. finnmarchicus* pour l'Atlantique Nord-Ouest (Head et Pepin, 2008). La migration hivernale à une profondeur particulière peut être due à plusieurs raisons, mais en réalité, il n'y a peut-être pas une, mais de nombreuses raisons. On a proposé que les raisons de la migration du *C. finnmarchicus* à différentes profondeurs sont les suivantes : la migration vers une profondeur à intensité de lumière fixe, les profondeurs auxquelles l'évitement du prédateur est possible et les profondeurs qui sont au-dessous des profondeurs de convection. Essentiellement, le comportement du *C. finnmarchicus* de la mer du Labrador n'appuie pas ces hypothèses, et on ne connaît pas la raison de la vaste gamme de profondeurs hivernales (Head et Pepin, 2008).

Les copépodes sont les espèces les plus abondantes au détroit de Davis et au nord du Labrador, et représentent 88 % de la communauté zooplanctonique, et *C. finnmarchicus*, *O. similis*, *C. glacialis* et *Pseudocalanus minutus* représentent 72 % des espèces de copépodes (Huntley et coll., 1983). L'abondance des copépodes dans la mer du Labrador est fondée sur les données du transect de l'île Seal (MPO, 2007).

5.2.5 Importance de la variabilité dans les conditions océaniques

Les conditions océaniques dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES sont décrites à la section 4.4, y compris les changements antérieurs et les prévisions futures (section 4.7).

Les caractéristiques biogéochimiques des différentes masses d'eau (courant du Labrador, courant de l'Atlantique Nord) et leurs interactions déterminent en partie les caractéristiques biogéochimiques des eaux de l'Atlantique Nord-Ouest. Les changements dans les propriétés physiques et biogéochimiques et le transport des masses d'eau qui s'écoulent dans le plateau du Labrador ont sans aucun doute une incidence sur le plateau de Terre-Neuve (Lavoie et coll., 2017).

Le débit extrant de l'Arctique est assujetti à des changements. Certains modèles climatiques régionaux prévoient une diminution du débit d'eau froide de l'Arctique passant à travers l'archipel arctique du Canada en raison d'une augmentation de la hauteur de la surface de la mer dans la baie de Baffin (Castro de la Guardia et coll., 2015). La variabilité du transport du courant du Labrador est considérablement corrélée à l'abondance relative du *C. finnmarchicus* et peut avoir une incidence directe sur le recrutement de copépodes calanoïdes dans les écosystèmes de plateau dans l'Atlantique Nord-Ouest (Fromentin et Planque, 1996; Maillet et Colbourne, 2007). De même, Balaguru et coll. (2018) indiquent que les changements dans la couverture de glace de l'océan Arctique et, par conséquent, les niveaux plus élevés d'eau douce entrant dans l'océan en raison de la fonte de la couverture de glace peuvent avoir une influence sur la convection profonde hivernale dans la mer du Labrador et risquent d'avoir une incidence négative sur le succès ou l'abondance des fleurs printanières du phytoplancton. Ce changement de convection peut entraîner des effets connexes sur le courant du Labrador lui-même et des changements à grande échelle dans l'écosystème de la mer du Labrador. L'importance des changements dans les conditions océaniques ne se limite pas aux copépodes calanoïdes. Les variations des conditions océaniques influent sur la croissance, le recrutement et la répartition de nombreux organismes marins, en plus du phytoplancton et du zooplancton (Maillet et Colbourne, 2007). Bon nombre des espèces vivant dans les eaux de Terre-Neuve-et-Labrador se trouvent à leur limite de répartition nord, et l'expansion vers le nord de leur aire d'habitat est limitée par la température de l'eau (Maillet et Colbourne, 2007). L'écosystème marin et le transfert de la productivité par l'entremise de l'écosystème sont un système complexe et non linéaire, avec une variété d'influences physiques et biologiques interagissant sur une espèce. Les variations et la pression exercées sur le plancton peuvent entraîner des répercussions sur l'ensemble de l'écosystème marin qui peuvent être des changements à moyen ou à long terme, car les assemblages d'espèces sont touchés par la forte saisonnalité biophysique de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (MPO, 2021a).

5.2.6 Contraintes de données pour le plancton

Le plancton, y compris le phytoplancton, le zooplancton, les communautés épontiques et la microflore, est le fondement de l'écosystème marin, puisqu'ils transfèrent l'énergie jusqu'à des niveaux trophiques plus élevés. Bien qu'il existe des données et des renseignements sur le plancton, ils sont toujours rares. Les assemblages d'espèces des communautés planctoniques sont mal compris (MPO, 2021a). Les recherches actuellement menées par le gouvernement et les établissements de recherche contribuent à combler les contraintes liées aux données en reconnaissant qu'une majorité de la recherche à ce jour est limitée dans la période de l'année où elle est entreprise, en partie en raison des conditions météorologiques, et que le lieu lui-même est une contrainte liée aux données. La glace de mer en hiver et au printemps peut empêcher la collecte de données, et la collecte scientifique se limite aux zones où des relevés de navire de recherche sont menés (MPO, 2021a).

En raison des défis que pose la réalisation des relevés de saison, les renseignements hivernaux sur la composition et la répartition du plancton sont limités. Le rôle et l'importance de la dynamique de la glace de mer constituent une contrainte. On ne dispose pas de données sur l'effet et l'importance des nutriments sur la productivité et la croissance du phytoplancton pendant les mois d'hiver. Les connaissances sur le mélange hivernal et la recharge des nutriments de surface sont limitées. L'amplitude et la durée du cycle de croissance du phytoplancton sont limitées dans la mesure où les périodes de recherche ont été limitées

à certaines périodes de l'année, de sorte qu'il y a des contraintes de données liées à la compréhension du « portrait global ». L'importance du silicate et des nitrates pour la croissance du phytoplancton et la pleine compréhension des processus que les différentes masses d'eau jouent dans leur disponibilité est une contrainte de données.

La compréhension de la dynamique et de la structure communautaire liées aux communautés épontiques se limite aux quelques études menées dans la zone. On croit que la contribution réelle des communautés épontiques à la productivité est aussi élevée que 30 % pour les régions à des latitudes élevées, mais elle n'a pas été quantifiée adéquatement pour la mer du Labrador. Les assemblages réels des communautés épontiques sont fondés sur les communautés au bord de la glace et ils peuvent différer pour les structures qui ne sont pas au bord de la glace. La contribution des communautés épontiques à la productivité primaire globale de la mer du Labrador est limitée.

Le rôle de la microflore dans les régions à des latitudes élevées comme source alimentaire de rechange à divers moments de l'année est limité. Les descriptions détaillées de la microflore et de ses assemblages connexes sont limitées.

La structure et l'écologie de la communauté zooplanctonique sont limitées pour toute l'année. Bien qu'il y ait des quantités importantes de renseignements pour l'été, les processus hivernaux sont mal compris. L'accent a été mis sur le *C. finnmarchicus*, espèce dominante du zooplancton, mais des contraintes de données existent dans la compréhension de l'écologie et de la répartition temporelle, surtout en hiver. Les renseignements sur d'autres espèces de zooplancton, y compris leur écologie et leur répartition, sont limités.

L'intégration et la connaissance du plancton en tant que composante de l'écosystème marin sont limitées. La compréhension du rôle du changement climatique et de ses répercussions, tant dans le temps que dans l'espace, sur le plancton est également limitée. Il y a également des contraintes de données sur les répercussions du changement climatique sur le transfert d'énergie à des niveaux trophiques plus élevés. Le savoir autochtone concernant les zones côtières non fréquentées par les groupes autochtones est limité (MPO, 2021a).

Bien qu'il y ait des lacunes ou des contraintes en matière de données, leur relation avec les activités pétrolières et gazières extracôtières dépend de la nature et du moment de l'activité particulière, et le besoin de recueillir des données supplémentaires est déterminé à l'étape de l'EE propre au projet.

Les EE propres au projet doivent confirmer que les contraintes de données sont toujours pertinentes et n'ont pas été traitées ou si de nouvelles contraintes de données ont été soulevées.

5.3 MACRO-INVERTÉBRÉS

Les invertébrés benthiques sont des organismes des grandes profondeurs et peuvent comprendre une grande variété taxonomique. Les organismes benthiques peuvent être classés en trois catégories : espèces benthiques, sessiles et épibenthiques (Barrie et coll., 1980). Les organismes benthiques qui vivent sur des substrats mous ou qui y sont enfouis comprennent les bivalves, les polychètes, les amphipodes, les sipunculides, les ophiurides et quelques gastéropodes. Les organismes sessiles

peuvent vivre sur un substrat mou ou être attachés à des substrats durs et comprennent les pouce-pied, les tuniciers, les bryozoaires, les actinies, les coraux et les éponges (section 5.3.1). Les organismes épibenthiques sont des nageurs mobiles ou actifs qui demeurent étroitement liés aux fonds marins et qui comprennent les holothuries (p. ex., concombres de mer), les mysididés, les amphipodes (p. ex., crevettes) et les décapodes (p. ex., crabe et homard).

La macrofaune benthique est importante dans l'écosystème arctique. Il s'agit de sources alimentaires importantes pour les humains et les animaux dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Avoir une source de macroinvertébrés marins assure la sécurité alimentaire des communautés inuites du Labrador (MPO, 2021a). Au cours de la collecte du savoir autochtone dans le cadre du rapport initial de l'EES (SEM, 2008), on a indiqué que des moules, des palourdes, des oursins et des buccins sont pêchés dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. De plus, dans un rapport sur les connaissances environnementales des Inuits, publié en 1997, on a observé que les moules et les palourdes étaient abondantes dans le district de Nain (Williamson et LIA, 1997). Toutefois, on dispose de peu de renseignements à jour sur les communautés benthiques dans les zones côtières, car la plupart des études ont porté sur des régions plus éloignées de la côte du plateau continental et du versant (MPO, 2021a). Les sections 5.3.1 et 5.3.6 portent sur les répartitions des macro-invertébrés non commerciaux, et le chapitre 9 porte sur la répartition géographique de l'activité de pêche des macro-invertébrés d'importance commerciale.

La variabilité spatiale des communautés benthiques peut être attribuée aux caractéristiques physiques de l'habitat, comme la température, la salinité, la profondeur de l'eau, le type de substrat, les courants et la sédimentation. Les principaux facteurs naturels qui influent sur la structure et la fonction des communautés benthiques sont les différences de masse d'eau, les caractéristiques des sédiments et l'affouillement de glaces (Carey, 1991). Les effets des activités pétrolières et gazières extracôtières sur les communautés benthiques sont présentés à la section 5.7. La saisonnalité du phytoplancton peut également influer sur la production dans les communautés benthiques, ce qui ajoute une variabilité temporelle à une communauté hautement hétérogène. La sensibilité des communautés d'invertébrés aux changements climatiques n'est pas entièrement comprise. Le changement climatique peut exercer une pression considérable sur ces écosystèmes, et cela peut entraîner des changements majeurs dans les communautés benthiques au cours des prochaines décennies. Ruhl et Smith Jr. (2004) ont noté que les communautés d'eau profonde du Pacifique Nord-Est réagissent aux événements climatiques.

L'absence d'études benthiques récentes dans la mer du Labrador au large des côtes est une lacune importante dans les données (Coté et coll., 2019). Les résultats préliminaires de Coté et coll. (2019) montrent la présence de polychètes, d'enclos marins de *Pennatula sp*., d'ophiures (Ophiurida) et de crevettes (Caridea) à des profondeurs supérieures à 2 000 m. Une étude plus ancienne de Stewart et coll. (1985) a prélevé des échantillons d'invertébrés benthiques de 14 stations dans le sud du détroit de Davis et de la baie d'Ungava. Un des échantillons a été prélevé au plateau nord du Labrador (à 180 m). Les espèces dominantes dans les échantillons prélevés par Stewart et coll. (1985) dans le nord de la mer du Labrador étaient : les mollusques *Tachyrhynchus erosus* et *Macoma loveni*; les polychètes *Rhodine gracilior*, *Maldane sarsi* et *Chaetozone setosa*; et le crustacé *Unciola leucopis*. Le type de sédiments à la station était principalement constitué de sable et se trouvait dans une zone de mélange entre l'eau du courant du Labrador et l'eau intermédiaire de l'Atlantique plus profonde et plus chaude. Parmi les espèces identifiées dans ces échantillons, les polychètes étaient les plus répandus, représentant 16 des 45 espèces. Les cinq espèces les plus abondantes étaient *Maldane sarsi*, *Rhodine gracilior*, *Chaetozone setosa*, *Onuphis conchylega* et *Scolpos arminger* (Stewart et coll., 1985).

Barrie et Steele (1979) ont trouvé deux associations d'espèces sur des substrats de sable peu profond au Labrador. Sur les côtes ouvertes et exposées de sable fin et moyen, *Diastylis sp*., *Nephtys longesetosa*, *Turtonia minuta*, *Stegophiura stuwitzi* et *Ampharete arctica* étaient présents. Des zones plus protégées avec des sédiments de sable fin, comme Nain et Hopedale, étaient habitées par *Macoma sp*., *Serripes groenlandicus*, *Ampelisca eschrichtii*, *Prionospio steenstrupti* et *Pectinaria granulata*. Autres assemblages benthiques distincts déterminés par Barrie et coll. (1980) comprennent les eaux peu profondes avec des substrats rocheux qui contiennent *Mytilus edulis* et *Hiatella arctica*. Aux fonds avec un mélange de cailloux et de sable, *Hyas araneus* et *Diastylis rathkei* étaient les espèces dominantes. Les fonds sablonneux ont été caractérisés par plusieurs bivalves et le polychète *Nepthys caeca*. Les substrats de limon grossier étaient colonisés par l'amphipode *Byblis gaimardi* et plusieurs espèces de polychètes. Gagnon et Haedrich (1991) ont constaté que les caractéristiques topographiques à grande échelle de la mer du Labrador contribuaient considérablement à la structure de la communauté de polychètes benthiques.

Les sections d'eau profonde (de 2 000 à 3 800 m de profondeur) des divisions 2GH de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) sont caractérisées par des habitats de versant et des habitats abyssaux (principalement la plaine abyssale), où des canyons sous-marins traversent le plateau continental vers les eaux plus profondes (Harris et coll., 2014). Comme la plupart des études benthiques sont axées sur les régions du plateau continental et du versant, on dispose de peu de renseignements sur ces communautés en eau profonde (Coté et coll., 2019).
Des polychètes, des enclos marins (*Pennatula sp*.), des ophiures (Ophiurida), des crevettes (Caridea), des coraux, des éponges et six espèces de poissons (dont le hoki [*Antimora rostrata*], le grenadier armé ou abyssal [*Coryphaenoides armatus*] et les espèces de raies) ont été enregistrés dans les zones d'eau profonde 2GH de l'OPANO à des profondeurs supérieures à 2 000 m (Coté et coll., 2019). Onze espèces de poissons (dont le flétan du Groenland [*Reinhardtius hippoglossoides*], les espèces de grenadiers et le loup [*Anarhichus spp*.]) ont été capturés à des profondeurs inférieures à 2 000 m (Coté et coll., 2019). Les myctophidés, comme la lanterne glaciaire (*Benthosema glaciale*), sont largement répandus dans l'habitat en eau profonde de l'ouest de la mer du Labrador (Pepin, 2013).

Les sections suivantes décrivent certaines espèces d'invertébrés benthiques qui se trouvent dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Les espèces et les groupes décrits dans les sections suivantes sont importants pour les pêches commerciales, récréatives, autochtones et émergentes ainsi que pour la structure de l'écosystème benthique.

5.3.1 Coraux, éponges et bryozoaires

Les coraux, les éponges et les bryozoaires sont des organismes sessiles à croissance lente qui jouent un rôle important dans l'environnement marin. Ils fournissent une complexité structurelle aux fonds marins, créent des zones de refuge et d'habitat pour plusieurs espèces de poissons, augmentent la biodiversité globale dans les zones où ils sont présents et fournissent un couplage benthique-pélagique par l'entremise du cycle de l'azote et du carbone par une grande capacité d'alimentation du filtre (Sherwood et Edinger, 2009; MPO, 2021a).

Les coraux, les éponges et les bryozoaires sont des organismes vulnérables à croissance lente et sont sensibles aux perturbations, comme le chalutage commercial et les activités pétrolières et gazières. Les coraux noirs et les coraux gorgoniens (grands et petits) ont été mis en évidence comme étant vulnérables en raison de leur incapacité à se rattacher au substrat s'ils sont perturbés (Gilkinson et Edinger, 2009). D'autres coraux, comme les enclos marins, ainsi que des organismes benthiques sessiles, comme les éponges et les bryozoaires, sont également vulnérables aux perturbations, y compris les répercussions des activités de contact avec le fond, comme les engins de pêche. Ils sont touchés à la fois par les dommages directs causés par le contact physique et les dommages indirects causés par l'étouffement (Koen-Alonso et coll., 2018). Koen Alonso et coll. (2018) ont fourni des preuves que des zones benthiques importantes (ZBI) se trouvent dans les eaux de Terre-Neuve et de l'Arctique, et sont susceptibles d'être touchés par les activités de pêche dans la mesure où ces répercussions peuvent avoir une incidence sur la productivité de l'écosystème. Le corail est souvent capturé comme prises accessoires dans les pêcheries d'espèces de poisson des profondeurs, comme le flétan du Groenland, le flétan de l'Atlantique et la crevette du Nord. L'étendue et le degré réels des répercussions sur les coraux sont fondés sur l'espèce, le niveau de pression de pêche et le rôle de ces coraux dans la fonction globale de l'écosystème. Les caractéristiques du cycle biologique du corail comprennent les taux de longue durée de vie et de longue durée de récupération pour les communautés perturbées de corail et d'éponge (p. ex., décennies) comparativement à d'autres communautés d'invertébrés benthiques (Henry et Hart, 2005; Sherwood et Edinger, 2009; Cordes et coll., 2016; Henry et coll., 2017; Ragnarsson et coll., 2017; Liefmann et coll., 2018).

Les recherches menées par le MPO, des organisations non gouvernementales et d'autres institutions ont montré que les coraux sont répartis le long du plateau continental et du versant au large de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve et du Labrador, mais qu'ils se trouvent également dans les zones côtières et les zones océaniques profondes, qui sont sous-étudiées (Edinger et coll., 2007). En général, on trouve des coraux dans des canyons situés le long du versant et des bords du chenal (Breeze et coll., 1997) dans des zones plus profondes que 200 m, mais on peut aussi les trouver dans des zones moins profondes que 200 m. Des coraux mous et durs (cornées et de pierre) se trouvent dans les eaux profondes et peu profondes. Différentes espèces de coraux d'eau froide fournissent des habitats de diverses tailles physiques et durées de vie (Roberts et coll., 2009), et les coraux dans les eaux de Terre-Neuve-et-Labrador croissent lentement et vivent longtemps (Sherwood et Edinger, 2009). Par exemple, les gorgones peuvent croître ensemble et former des habitats denses ressemblant à des forêts, les enclos marins peuvent se trouver dans des agrégations connues sous le nom de prés d'enclos marins, et d'autres espèces (p. ex., coraux durs [scléractiniaires]) sont des espèces solitaires et peuvent également

former des champs de corail. La plupart des coraux, comme les grandes gorgones, croissent sur des substrats durs (Breeze et coll., 1997; Gass, 2003). Les petites gorgones, les coraux durs et les enclos marins préfèrent les substrats de sable ou de boue (Edinger et coll., 2007).
Il a été démontré que les coraux d'eau froide jouent un rôle important dans les écosystèmes benthiques en fournissant un habitat à d'autres espèces d'invertébrés et de poissons parmi d'autres associations (Buhl-Mortensen et Mortensen, 2005; Buhl-Mortensen et coll., 2010). Des études qui ont examiné les associations d'espèces avec les coraux d'eau froide et leur faune connexe ont montré que les coraux d'eau froide sont aussi importants sur le plan écologique que les systèmes de coraux d'eau peu profonde en fournissant un habitat structurellement complexe pour une variété d'espèces marines (Buhl-Mortensen et coll., 2010; Krieger et Wing, 2002; Roberts et coll., 2009; Watling et coll., 2011).

La cartographie des coraux a été entreprise pour les régions situées dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Gilkinson et Edinger (2009) ont soulevé des zones de grande diversité et d'abondance de coraux dans la région du Labrador, en plus de certaines parties de l'est de l'Arctique. Ils ont soulevé des zones allant du banc de Makkovik au banc de Belle Isle, et du banc Saglek au plateau sud-est de Baffin (Gilkinson et Edinger, 2009). Plus récemment, Kenchington et coll. (2016) ont cartographié le plateau du Labrador afin de soulever les ZBI qui sont considérées comme écologiques pour la vie marine et qui sont définies dans le Cadre d'évaluation du risque écologique (CERE) du MPO comme des zones qui contiennent des concentrations plus importantes de coraux et d'éponges d'eau froide (MPO, 2013a). Les ZBI ont été identifiées à l'aide d'une estimation de la densité du noyau, une technique d'analyse quantitative appliquée aux données sur les navires de recherche pour déterminer les concentrations d'éponges et de coraux (Kenchington et coll., 2016). Gullage et coll. (2017) ont utilisé la modélisation prédictive pour générer des zones d'habitat convenable pour les coraux d'eau froide le long des plateaux de Terre-Neuve-et-Labrador, et les résultats de la modélisation ont été corroborés par des études antérieures selon lesquelles les zones d'habitat convenable et celles où la présence de coraux et d'éponges est plus élevée étaient situées le long du versant du plateau continental. En particulier, les plus fortes probabilités d'éponges prédites de l'étude se sont produites le long du versant du Labrador et du banc Saglek. Des champs de corail bambou (*Acanella arbuscula*) ont été signalés dans le nord de la mer du Labrador (MPO, 2021b) et, en 2017, les coraux (y compris le corail bambou) et les éponges ont été consignés par des caméras de dérivation et par des prises de pêche à la palangre dans des eaux de plus de 2 000 m (Coté et coll., 2019).

Une combinaison des conclusions de Kenchington et coll. (2016) et les résultats des relevés de navires de recherche du MPO de 2014 à 2017 ont été combinés pour fournir un aperçu des emplacements et des concentrations de coraux et d'éponges dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (figure 5-5). Comme l'illustre la figure 5-5, bien qu'il y ait de nombreuses zones qui ont fait l'objet de peu d'exploration, le plateau continental demeure la zone où se trouvent les concentrations les plus élevées de coraux, d'éponges et d'enclos marins, ce qui est conforme à d'autres études menées dans la région (Gilkinson et Edinger, 2009; Kenchington et coll., 2010; Edinger et coll., 2011; Knudby et coll., 2013).

La plus grande densité de coraux est dans la région entre le banc de Makkovik et le banc de Belle Isle (Edinger et coll., 2007). Un point chaud sous-marin de la biodiversité au large de la côte de Makkovik a été annoncé récemment (CBC, 2021), principalement des coraux d'eau profonde (p. ex., *Primnoa*),

mélangés à un certain nombre d'éponges. La côte du milieu du Labrador est relativement riche en espèces, jusqu'à six espèces par remorque (Gass, 2003; Gilkinson et coll., 2006; Edinger et coll., 2007). Le tableau 5.3, qui est fondé des études et des relevés antérieurs, présente une ventilation des espèces de coraux présentes dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, et la répartition des groupes fonctionnels de coraux et des éponges est présentée à la figure 5-5.

Comme il est indiqué ci-dessus, les coraux présentent une complexité structurelle et servent de substrats physiques, de sites d'alimentation et de refuge pour les poissons et les invertébrés, y compris les polychètes, les amphipodes, les éponges, les pouce-pied, les bryozoaires, les ophiurides et l'ichtyoplancton (Edinger et coll., 2007). Les zones où les coraux sont généralement riches en espèces et attirent ainsi les pêcheurs de sébaste, de flétan, de goberge et de crevette (Breeze et coll., 1997).

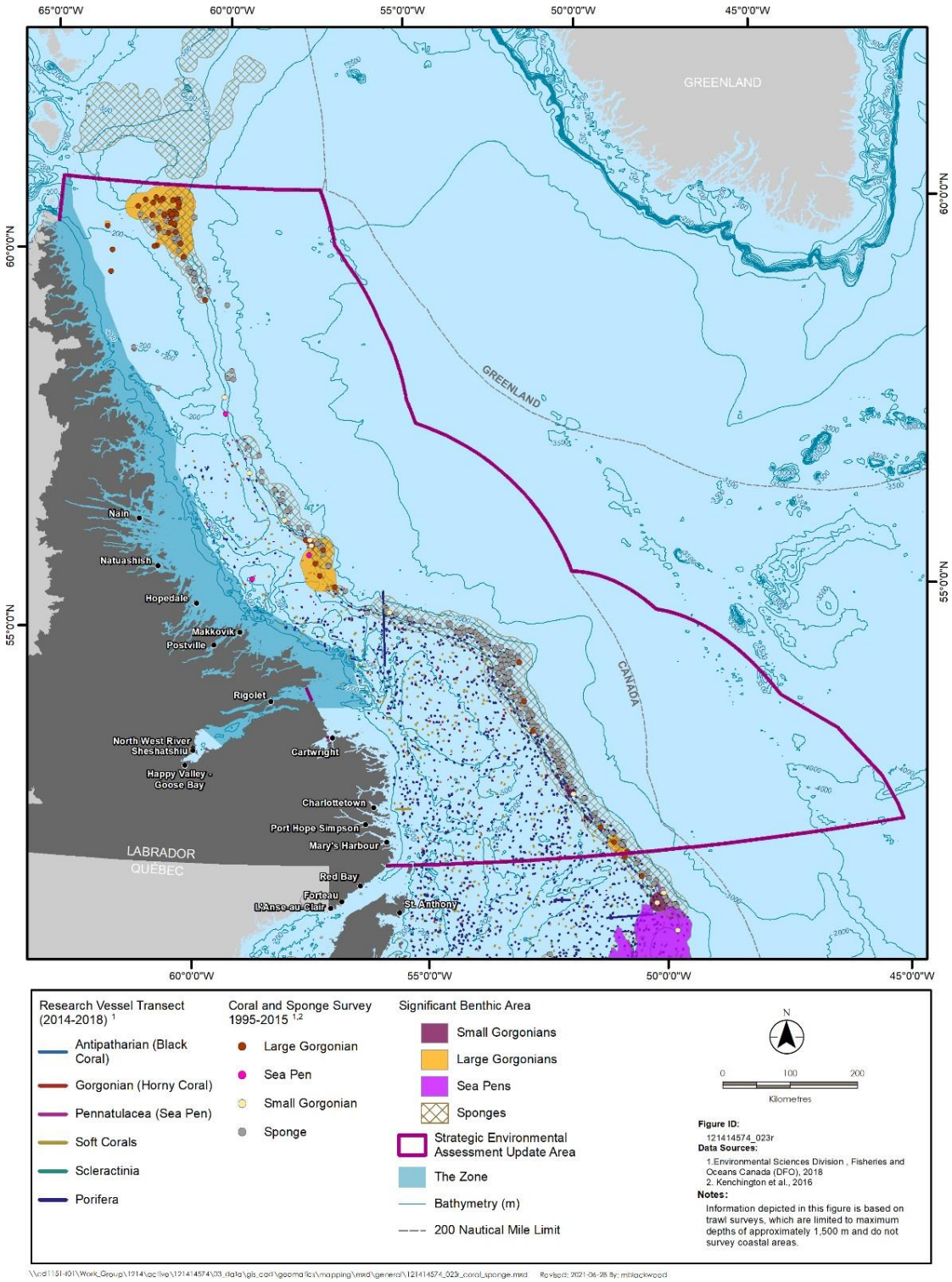

Figure 5-5 Répartition de coraux et d'éponges dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES

Tableau 5.3 Espèces de corail dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES

Groupe fonctionnel	Description	Espèces incluses
Antipathaires	Coraux noirs	*Antipatharia spp*. *Stauropathes arctica*
Alcyonacées	Petits coraux cornés (gorgoniens), coraux durs typiquement de <1 m de hauteur	*Acanella arbuscula*
		Anthothela grandiflora
		Chrysogorgia cf. agassizii
		Chrysogorgia spp.
		Swiftia spp.
Alcyonacées	Grands coraux cornés (gorgoniens), coraux durs typiquement de >1 m de hauteur	*Primnoa resedaeformis*
		Paragorgia arborea (L.)
		Keratoisis grayi
		Acanthogorgia spp.
		Paramuricea spp.
		Parastenella atlantica
		Paramuricea placomus (L.)
		Bathypathes arctica
		Radicipes gracilis
Scléractiniaires	Coraux durs	*Flabellum alabastrum*
		Flabellum (Ulocyathus) alabastrum
		Vaughanella margaritata
		Desmophyllum dianthus
Pennatules	Enclos marins	*Anthoptilum* spp.
		Anthoptilum grandiflorum
		Pennatula spp.
		Ptilella grandis
		Pennatula aculeata
		Distichoptilum gracile
		Funiculina quadrangularis
		Balticina finmarchia
Pennatules	Enclos marins	*Kophobelemnon stelliferum*
		Umbellula spp.
Alcyonacées	Coraux moux	Nephtheidae Family
		Gersemia spp.
		Gersemia rubiformis
		Duva florida
		Anthomastus grandiflorus
		Gersemia rubiformis
		Duva sp.

Source : Edinger et coll., 2007; Kenchington et coll., 2016

Les éponges sont des invertébrés benthiques sessiles qui sont caractérisés par des corps construits autour d'un réseau de canaux à travers lesquels l'eau est pompée pour fournir de la nourriture et de l'oxygène et éliminer les déchets (Hooper et van Soest, 2002; Knudby et coll., 2013). Comme pour les coraux d'eau froide, les éponges peuvent constituer un habitat structurellement complexe pour les poissons et les invertébrés, surtout lorsqu'elles se produisent dans des agrégations denses connues sous le nom de lits d'éponges (Amsler et coll., 2009; Herrnkind et coll., 1997; Knudby et coll., 2013), comme celles qui se produisent au large du versant continental au Labrador (Kenchington et coll., 2010; Kenchington et coll., 2016). Les éponges sont une composante importante des écosystèmes benthiques qui favorisent l'échange local d'éléments nutritifs et d'énergie d'eau profonde (de Goeij et van Duyl, 2007; Knudby et coll., 2013).

La connaissance de la répartition spatiale des éponges dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES provient des relevés multiespèces du MPO, des dossiers d'observateurs et de la modélisation de la répartition des espèces (Knudby et coll., 2013). Les éponges profondes de l'Astrophorina (*Geodia barretta* et *Geodia phlegraei*) se trouvent à l'extrémité de la péninsule Cumberland, dans le sud-ouest de la baie de Baffin et le nord-ouest du détroit de Davis, au large de la limite est de la division 0A de l'OPANO (Knudby et coll., 2013). On sait aussi qu'elles se trouvent au plateau sud-est de Baffin et, dans une plus grande mesure, au versant dans l'ouest du détroit de Davis et l'est du détroit d'Hudson (Knudby et coll., 2013). Des recherches sur la répartition des espèces d'éponges au nord de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES dans l'est de l'Arctique canadien ont permis de soulever des assemblages d'espèces d'éponges, dont certains ont été observés ailleurs, ce qui laisse croire qu'ils peuvent être communs à l'Atlantique Nord (Murillo et coll., 2018). Cela comprend deux assemblages caractérisés par de grands astrophorides structurants : l'une avec des espèces arctiques trouvées à des profondeurs moyennes dans la baie de Baffin et l'autre avec des espèces boréales plus profondes, au sud du détroit de Davis. Un autre assemblage caractérisé par des éponges siliceuses et carnivores a été trouvé le long du versant continental de l'ouest de la baie de Baffin (Murillo et coll., 2018).

Les résultats de la modélisation de la répartition des espèces ont déterminé que la profondeur et la salinité sont généralement les deux variables les plus importantes pour prédire la distribution de l'éponge *Geodia sp*. (Knudby et coll., 2013). Les éponges ont été consignées le long du plateau du Labrador (figure 5-5), et il y a une forte probabilité qu'il y ait d'autres éponges dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES.

Les bryozoaires sont des invertébrés marins sessiles et non agrégés, communément liés aux éponges. Des études de modélisation utilisant les données provenant de relevés sur les pêches menées à Terre-Neuve-et-Labrador ont indiqué leur présence potentielle le long du plateau continental, y compris le plateau le long du sud de la mer du Labrador (Guijarro et coll., 2016). Comme les coraux et les éponges, les bryozoaires sont des organismes qui forment un habitat et sont connus pour être fragiles. Certaines espèces dressées, qui peuvent pousser plus de 5 cm au-dessus du fond marin, peuvent avoir une durée de vie supérieure à 20 années (Smith et coll., 2001; Murillo et coll., 2011). Le bryozoaire dressé *Eucratea loricata*, qui atteint des hauteurs allant jusqu'à 25 cm, a été soulevé dans les zones extracôtières de Terre-Neuve-et-Labrador, à des profondeurs inférieures à 100 m (Ryland et Hayward, 1991).

Les bryozoaires dressés de longue durée peuvent être vulnérables à des perturbations semblables à celles qui touchent les coraux et les éponges, comme la destruction par les activités de contact avec le fond. Des études sur les lits de bryozoaires ont montré que les lits de bryozoaires endommagés par les engins de pêche au chalut ne se sont pas rétablis 10 années plus tard, et la perte des lits a été considérée comme permanente (Jones, 1992), alors que les agrégations moins denses de bryozoaires ont été moins affectées par la perturbation du chalutage (Henry et coll., 2006).

5.3.1.1 Contraintes de données pour les coraux, les éponges et les bryozoaires

Bien que l'on ait mis davantage l'accent sur l'étude des coraux, des éponges et des bryozoaires d'eau profonde au large des côtes de Terre-Neuve-et-Labrador, il s'agit toujours d'un domaine de recherche et d'intérêt relativement nouveau. Aucune donnée, y compris des renseignements précis sur les assemblages benthiques, la répartition parmi les profondeurs et les caractéristiques du cycle biologique au plateau du Labrador, n'a été recueillie (MPO, 2021a). Les habitats les plus vulnérables peuvent être ceux qui présentent un degré élevé de complexité structurelle, comme ceux qui contiennent des coraux et des éponges. Les recherches menées à ce jour ont porté sur la cartographie des répartitions et de la diversité des coraux (Gilkinson et coll., 2006; Gilkinson et Erdinger, 2009; Edinger et coll., 2011), et des recherches plus récentes ont utilisé la modélisation de l'habitat pour prédire la répartition des coraux d'eau froide (Kenchington et coll., 2010; Knudby et coll., 2013; Gullage et coll., 2017), et peuvent être élargies pour inclure les bryozoaires (MPO, 2021a). De plus, une étude récente de Coté et coll. (2019) a proposé l'utilisation de méthodes de caméra et de chalut ou de dragage aux fins de la vérification du sol ainsi que la classification des habitats multifaisceaux pour déterminer les types d'habitats disponibles. Toutefois, ces méthodes sont limitées en ce qui concerne la couverture spatiale et la taille des échantillons (Coté et coll., 2019). Jusqu'en 2005, la recherche sur le corail d'eau profonde à Terre-Neuve-et-Labrador était opportuniste et tirait parti des prises accessoires de corail provenant de relevés multiespèces, de programmes d'observation des pêches et de connaissances locales des pêcheurs commerciaux. Depuis 2005, les études sur les coraux d'eau profonde se sont étendues pour inclure des études sur les relations trophiques coralliennes d'eau profonde, l'écologie de la reproduction et le rôle des coraux d'eau profonde comme habitat du poisson. Néanmoins, il existe toujours des contraintes de données pour déterminer l'emplacement exact des coraux, et il peut y avoir des zones où il existe des coraux qui n'ont toujours pas fait l'objet d'un relevé. La description des études cartographiques dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES est fondée sur des relevés de chalut, qui sont limités à des profondeurs maximales d'environ 1 500 m et qui ne n'effectuent pas de relevés dans les zones côtières.

Bien qu'il y ait des lacunes ou des contraintes en matière de données, leur relation avec les activités pétrolières et gazières extracôtières dépend de la nature et du moment de l'activité particulière, et le besoin de recueillir des données supplémentaires est déterminé à l'étape de l'EE propre au projet. Les EE propres au projet doivent confirmer que les contraintes de données sont toujours pertinentes et n'ont pas été traitées ou si de nouvelles contraintes ont été soulevées.

5.3.2 Pétoncle d'Islande

Le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*) est largement répandu dans toute la région subarctique. Le pétoncle d'Islande est un suspensivore et, à ce titre, il est généralement le plus abondant dans les zones où les mouvements d'eau sont importants (Naidu, 1997). Les pétoncles d'Islande sont sédentaires et vivent dans des agrégations (fonds) dans des zones avec un substrat approprié où les courants retiennent les larves (MPO, 2020b). Les fonds de taille commerciale se trouvent à des profondeurs de 50 à 80 m sur des substrats durs composés de sable, de coquillages et de pierres (MPO, 2020b).

La période de frai du pétoncle d'Islande est courte, soit en juin et juillet, et varie géographiquement

(Crawford, 1992). Les sexes sont séparés et se distinguent par la coloration des gonades. La fécondité chez les femelles est proportionnelle à la taille du fond (Pederson, 1994). Après la fertilisation, les larves sont dispersées dans la colonne d'eau, et la croissance prend environ cinq semaines. Les juvéniles s'attachent ensuite au fond marin à proximité des adultes (MPO, 2020b).

Le gouvernement du Nunatsiavut a signalé que les pétoncles d'Islande sont pêchés dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, de la baie Big à la baie Saglek et à Shoal Tickle (SEM, 2008). Le gouvernement du Nunatsiavut a observé un changement dans le mouvement des pétoncles dans l'eau en notant qu'ils se déplacent avec le courant plus récemment et se trouvent à différents endroits, selon la marée (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Il a également été signalé que les fonds de pétoncles peuvent comporter de 200 à 300 pétoncles (gouvernement du Nunatsiavut, 2018).

La pêche aux pétoncles du Conseil communautaire du NunatuKavut est décrite aux sections 9.2.2.1 et 9.4.3. Le Conseil communautaire du NunatuKavut a indiqué que la pêche aux pétoncles est une activité de commerce et de subsistance historiquement importante. Les pétoncles ne sont pas déterminés au niveau de l'espèce, mais sont signalés à plusieurs endroits dans la zone d'étude. La pêche aux pétoncles a été décrite comme une activité commerciale importante pendant les « périodes de moratoire ». Le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé que la pêche commerciale au filet d'autres espèces tue les pétoncles (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019).

L'importance commerciale du pétoncle d'Islande est examinée à la section 9.2.5.6.

5.3.3 Crabe

En 2007, le gouvernement du Nunatsiavut a signalé que le crabe (espèces non précisées) est pêché dans le chenal Cartwright, au large de Cartwright et de Black Tickle ainsi que dans les zones situées entre Makkovik et Hopedale (SEM, 2008). Un rejet accidentel de pétrole entraînerait de graves conséquences : les marées et le vent amèneraient le pétrole rejeté aux zones de pêche traditionnelles.

5.3.3.1 Crabe des neiges

Le crabe des neiges (Chionoecetes opilio) est présent dans une gamme de profondeurs dans l'océan Atlantique Nord-Ouest, du Groenland au golfe du Maine. Le crabe des neiges est également largement répandu aux plateaux de Terre-Neuve-et-Labrador (MPO, 2005). Le crabe des neiges de taille commerciale vit couramment sur des substrats de boue ou de sable (MPO, 2005) à des profondeurs de 70 à 2 000 m et à des températures de -0,5 °C à 5 °C (Conseil pour la conservation des ressources halieutiques [CCRH], 2005; Dawe et coll., 2010). On trouve aussi des crabes plus petits sur des substrats plus durs (MPO, 2002a).

Le crabe des neiges mue sa carapace au printemps, où la mue terminale des femelles se produit lorsqu'elles atteignent la maturité sexuelle, avec une largeur de carapace de 30 à 95 mm, tandis que la mue terminale des mâles se produit à une largeur de carapace de 40 à 150 mm (Mullowney et coll., 2018; MPO, 2005). De plus, les mâles peuvent atteindre la maturité sexuelle avant leur mue terminale.

On sait que l'accouplement extracôtier a lieu à la fin de l'hiver ou au printemps; cependant, la zone réelle

est inconnue. La plupart des femelles atteignent la mue terminale entre le début de l'hiver et le début du printemps (CCRH, 2005). La plupart des adolescents mâles atteignent la mue terminale et la maturité au début du printemps, mais un faible pourcentage mue durant l'hiver (CCRH, 2005). Le premier accouplement a généralement lieu à la fin de l'hiver, après la mue terminale (CCRH, 2005). L'accouplement par les crabes qui ont frayé plus d'une fois se produit plus tard au printemps (CCRH, 2005). On croit que les crabes qui frayent pour la première fois (primipares) sont moins productifs que ceux qui ont frayé plus d'une fois (multipares) (CCRH, 2005). Mullowney et coll. (2018) ont étudié la dynamique du mouvement et de la migration du crabe des neiges le long des plateaux continentaux de Terre-Neuve, du Labrador et de l'est de la mer des Barents. Il semble que le mouvement ontogénétique soit lié à la température de l'eau (c.-à-d. le mouvement vers les eaux plus chaudes), tandis que les migrations saisonnières vers les eaux plus froides sont liées à la reproduction et à la mue. La distance liée à la migration saisonnière semble différer d'une région à l'autre. Cela peut être lié à la bathymétrie locale et aux conditions océanographiques, le mouvement étant attribuable à la température et l'échelle du mouvement étant lié à la bathymétrie entre l'eau froide et l'eau chaude (Mullowney et coll., 2018).

Selon la taille, les femelles pondent de 16 000 à 160 000 œufs déposés sur des appendices poilus sous l'abdomen. Les œufs fertilisés sont transportés pendant environ deux ans. Durant cette période, les œufs changent de couleur, passant d'orange vif à violet foncé ou noir (MPO, 2016a). Les œufs éclosent à la fin du printemps ou au début de l'été, et les larves peuvent passer de deux à huit mois dans la colonne d'eau, selon la température et l'approvisionnement en nourriture planctonique, avant de s'installer au fond marin (MPO, 2016a; CCRH, 2005). Une fois installés au fond marin, les crabes des neiges entreprennent une série de mues, avec une croissance d'environ 20 % entre les mues. De 8 à 10 années sont nécessaires pour que le crabe des neiges mâle atteigne la largeur de carapace légale de 95 mm dans les zones chaudes et légèrement plus vieux dans les zones froides (Baker et coll., 2021). Les femelles atteignent la maturité sexuelle et cessent de muer avec une largeur de carapace d'environ 40 à 75 mm et sont donc exclues de la pêche. Le cycle de vie naturel complet d'un crabe des neiges mâle est d'environ 14 à 18 ans (Baker et coll., 2021).

Le crabe des neiges se nourrit de poissons, de palourdes, de vers benthiques, d'ophiures, de crevettes et de crustacés, y compris de petits crabes des neiges, et l'activité alimentaire est plus élevée la nuit (MPO, 2016a). Les prédateurs comprennent divers poissons de fond et phoques (MPO, 2002a).

5.3.3.2 Crabe-araignée

Le crabe-araignée est constitué de deux espèces : *Hyas araneus* et *H. coarctatus. H. araneus* préfère les fonds mous, tandis que *H. coarctatus* vit plus fréquent aux fonds durs (Squires, 1990). Le crabe-araignée a une surface de carapace inégale avec quatre paires de pattes rondes et tubulaires. Sa carapace est environ une et un tiers fois plus longue que large, avec une largeur maximale de carapace d'environ 100 mm et un écart de 450 mm. Leur poids maximal est d'environ 0,7 kg. Comme la plupart des crustacés, ils sont sensibles aux perturbations durant la mue, qui se produit généralement entre mai et septembre (MPO, 1996).

Le crabe-araignée est répandu aux deux côtés de l'Atlantique Nord, à des profondeurs pouvant atteindre 1 650 m, dans le golfe du Saint-Laurent, dans la baie de Fundy, en Nouvelle-Écosse et à Terre-Neuve-et-Labrador. Le crabe-araignée est très commun à des profondeurs intermédiaires et chevauche les zones du crabe commun et du crabe des neiges (ministère des Pêches et de l'Aquaculture [MPA] de Terre-Neuve-et-Labrador, s.d.).

Le crabe est pêché à des fins commerciales et alimentaires à la côte et au large (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019) (section 9.4.3). Le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé une réduction de la population de crabes dans certaines régions et a noté que le crabe est une proie importante pour les phoques (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019).

5.3.3.3 Crabe porc-épic

Le crabe porc-épic (*Neolithodes grimaldi*) est l'un des 79 membres de la famille du crabe royal, mais une des deux seules espèces de cette famille qui réside dans les eaux au large du Canada atlantique. Il s'agit d'un crabe d'eau profonde que l'on trouve au fond de la mer à des profondeurs variant entre 800 et 2 000 m (Squires, 1965). Le crabe porc-épic se trouve souvent le long du versant continental des deux

côtés de l'océan Atlantique, allant de la Caroline du Nord au Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest (Squires, 1965). Le crabe porc-épic est un grand crabe rouge qui est recouvert de grosses épines pointues sur ses jambes et sa carapace. Les mâles peuvent peser jusqu'à 2,28 kg et ont une longueur de carapace de 180 mm. Les femelles sont généralement plus petites, mais des longueurs de carapace allant jusqu'à 160 mm ont été enregistrées. À première vue, le crabe porc-épic ne semble avoir que trois ensembles de pattes locomotrices, par opposition aux quatre ensembles habituels et à un ensemble de princes. Toutefois, cachées sous la carapace sont les pattes manquantes, qui sont beaucoup plus petites et sont utilisées pour le nettoyage des branchies. La pince droite est plus grande et est utilisée pour le broyage, tandis que la pince gauche est plus petite et est utilisée pour la manipulation des aliments. On croit que le crabe porc-épic est un carnivore qui se nourrit d'escargots et de moules (Squires, 1965).

5.3.4 Buccin

Les buccins (*Buccinum undatum*) sont des mollusques gastropodes caractérisés par une coquille en spirale et un grand pied utilisé pour la locomotion. L'espèce de buccin pêchée dans les eaux de Terre-Neuve-et-Labrador est le buccin commun ou rugueux. Cette espèce vit dans l'Atlantique Nord-Ouest, de l'Arctique au New Jersey, sur une vaste gamme de substrats et est très répandue sur la boue et le sable (MPA, 2006). Les jeunes buccins sont communs dans les bâches et les eaux peu profondes.
Les adultes peuvent vivre jusqu'à 200 m de profondeur et généralement atteindre une longueur d'environ 6,4 cm (Gosner, 1978). Le buccin produit des masses rondes d'œufs qui adhèrent aux roches et qui s'échouent à terre pendant les tempêtes (Gosner, 1978; Harvey-Clarke, 1997).

Les buccins sont carnivores, et des fragments de polychètes, de bivalves et d'oursins sont trouvés dans l'estomac du buccin, ce qui laisse croire qu'ils sont des prédateurs actifs et des charognards opportunistes. La suggestion que les buccins sont des charognards repose sur leur alimentation rare, leur mobilité élevée et leur capacité de détecter et de localiser les animaux morts au fond marin. On observe fréquemment des buccins approchant des étoiles de mer qui se nourrissent de bivalves et mangeant les restes laissés par les étoiles de mer (Himmelman et Hamel, 1993). Bien qu'ils soient très mobiles, leur potentiel de dispersion est très limité par rapport à d'autres espèces d'invertébrés pêchés aux fins de commerce en raison de la fertilisation interne et de l'absence de larves planctoniques (Himmelman et Hamel, 1993).

Le Conseil communautaire du NunatuKavut a indiqué que la pêche du buccin se fait généralement pendant la pêche de pétoncles et de moules à plusieurs endroits de la zone d'étude. Le Conseil communautaire du NunatuKavut observe que le dragage de pétoncles a causé une diminution de la population de buccins (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019). La pêche aux buccins du Conseil communautaire du NunatuKavut est décrite à la section 9.4.3.

L'importance commerciale du buccin en général est indiquée à la section 9.2.5.5, et l'importance commerciale et traditionnelle du buccin pour le Nunatsiavut est indiquée à la section 9.4.1.

5.3.5 Crevette nordique

Les distributions de crevettes nordiques ou roses (*Pandalus borealis*) dans l'Atlantique Nord-Ouest vont du détroit de Davis au golfe du Maine. Les crevettes nordiques occupent des substrats mous et boueux

jusqu'à une profondeur de 600 m à des températures de 1 °C à 8 °C. Les individus plus grands occupent généralement des eaux plus profondes (MPO, 2006a). La crevette participe à une migration verticale journalière, se déplaçant du fond dans la colonne d'eau la nuit pour se nourrir de petits crustacés et d'autres organismes planctoniques, puis retourne au fond pendant la journée. La crevette femelle participe à une migration saisonnière vers les eaux peu profondes où elle fraye (MPO, 2006a). La crevette nordique est un hermaphrodite protérandrique, ce qui signifie qu'elle agit d'abord sexuellement comme un mâle, qu'elle subit une brève période de transition et qu'elle passe le reste de sa vie en tant que femelle (MPO, 2006a). La femelle moyenne pond 2 400 œufs en été, et ceux-ci restent attachés à la femelle jusqu'au printemps suivant lorsque la femelle migre dans des eaux peu profondes pour frayer (Nicolajsen, 1994, dans Ollerhead et coll., 2004). Les larves écloses flottent à la surface et se nourrissent d'organismes planctoniques (MPO, 2006a). Les cycles de reproduction de la plupart des stocks de crevettes nordiques sont synchrones avec la floraison locale du phytoplancton au printemps (Koeller et coll., 2009).

La répartition des crevettes est touchée par la dispersion au cours des stades larvaires pélagiques qui, à leur tour, sont influencés par des facteurs océanographiques (p. ex., courants) et biologiques (p. ex., lieu de frai). Le Corre et coll. (2019) ont montré que le courant dominant du Labrador fournit des crevettes nordiques colonisatrices potentielles aux populations du sud, et que la circulation océanique et les vitesses du courant au cours de l'année d'oscillation nord-atlantique (NAO) positive entraînent des patrons de peuplement spatial différents, ce qui laisse croire une sensibilité à l'évolution des conditions environnementales. D'autres facteurs importants influent sur les modes de fourniture et de peuplement des larves sont l'emplacement de frai et le comportement de migration verticale (Le Corre et coll., 2019). Les résultats de cette étude peuvent s'appliquer à d'autres espèces ayant des phases larvaires pélagiques semblables.

Comme pour la plupart des crustacés, les crevettes nordiques grandissent en muant leurs carapaces. Pendant cette période de mue, la nouvelle carapace est molle, ce qui les rend très vulnérables aux prédateurs tels que le flétan noir, la morue (MPO, 2006a), le flétan de l'Atlantique, les raies, le loup de mer et le phoque du Groenland (MPO, 2000). Les crevettes nordiques sont vulnérables à ces prédateurs tout au long de leur cycle de vie, mais elles sont particulièrement vulnérables pendant la mue.

En 2007, le gouvernement du Nunatsiavut a signalé que la crevette nordique est pêchée dans les zones situées entre Makkovik et Hopedale (SEM, 2008).

Le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé que les crevettes sont une espèce de proie importante pour les poissons, y compris la morue, et les phoques dans le cadre de leur étude sur les connaissances traditionnelles (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019).

5.3.6 Espèces d'invertébrés non commerciales

Les données du navire de recherche (de 2007 à 2018) comprenaient d'autres espèces d'invertébrés non commerciaux qui se trouvent dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Les 20 principales espèces en poids (à l'exclusion des espèces pêchées commercialement [sections 5.3.2 à 5.3.5] et des coraux [section 5.3.1]) sont énumérées au tableau 5.4 et illustrées aux figures 5-6 à 5-8. De plus, comme il est mentionné à la section 5.3, Coté et coll. (2019) ont observé la

présence de polychètes, d'enclos marins de *Pennatula sp*., d'ophiures (Ophiurida) et de crevettes (Caridea) à des profondeurs supérieures à 2 000 m.

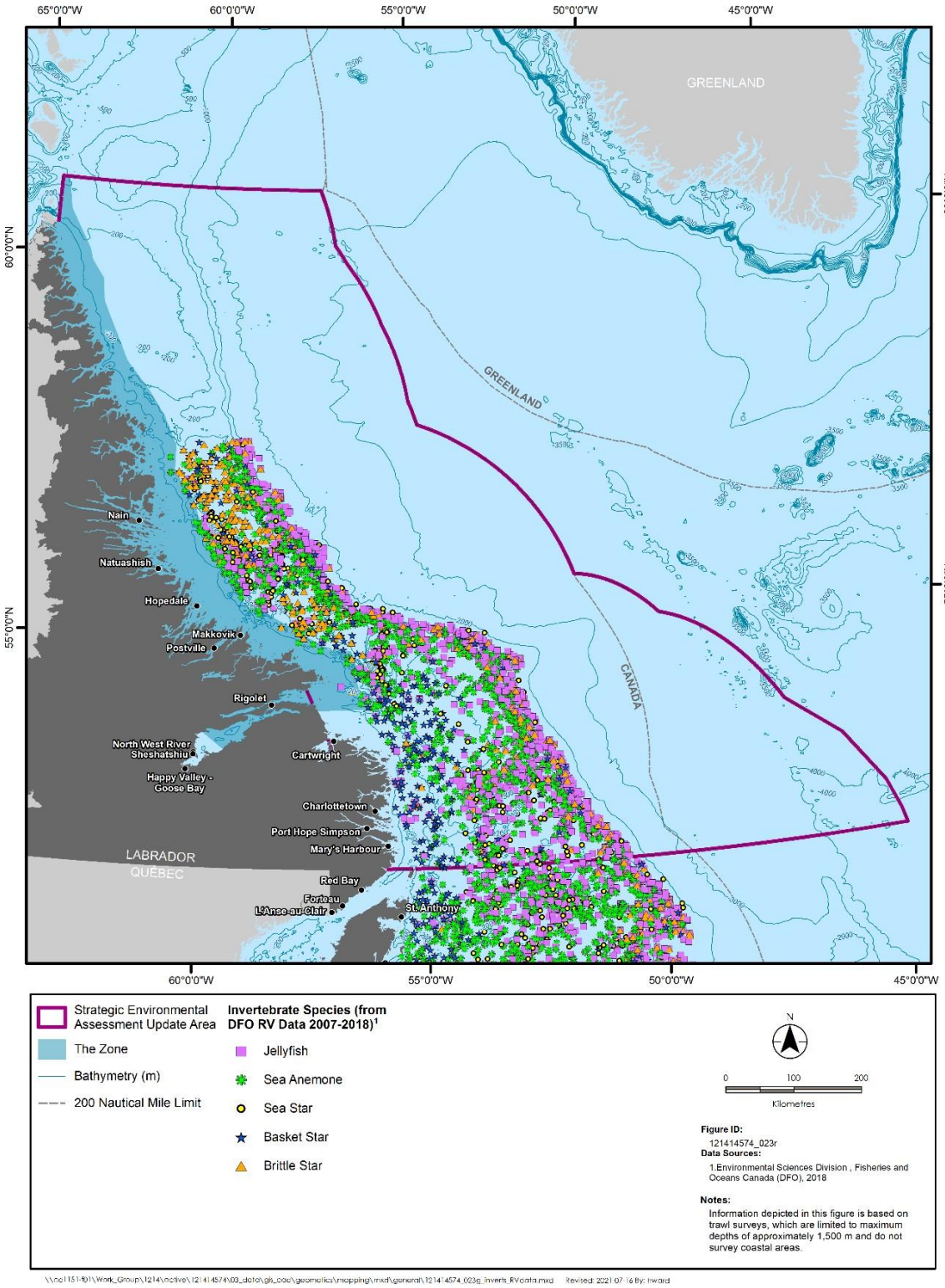

Figure 5-6 **Cinq principales espèces d'invertébrés en poids selon les données du navire de recherche (2007 à 2018)**

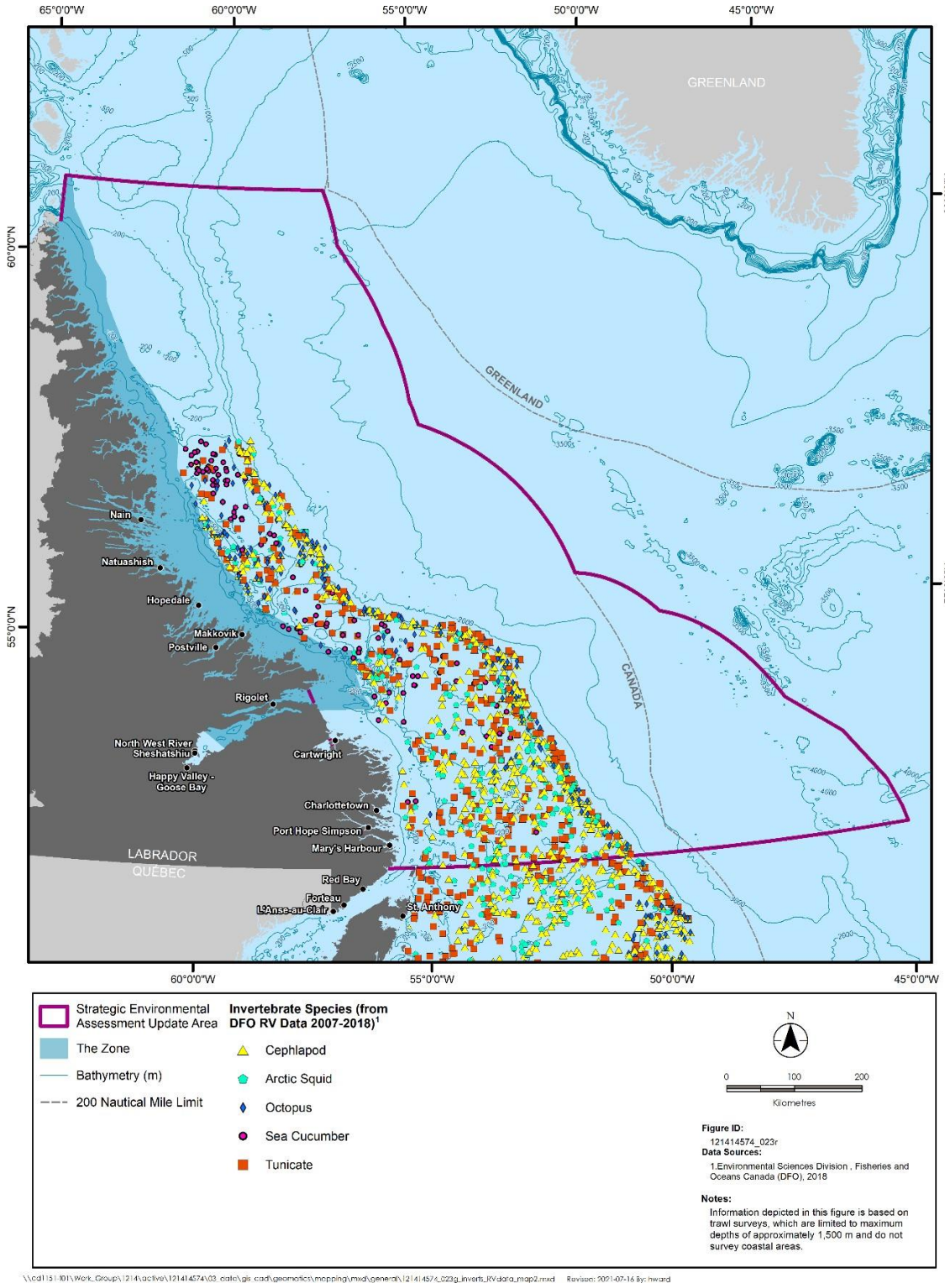

Figure 5-7 **Autres espèces d'invertébrés selon les données du navire de recherche (2007 à 2018) (6e à 10e en poids, comme il est indiqué au tableau 5.4)**

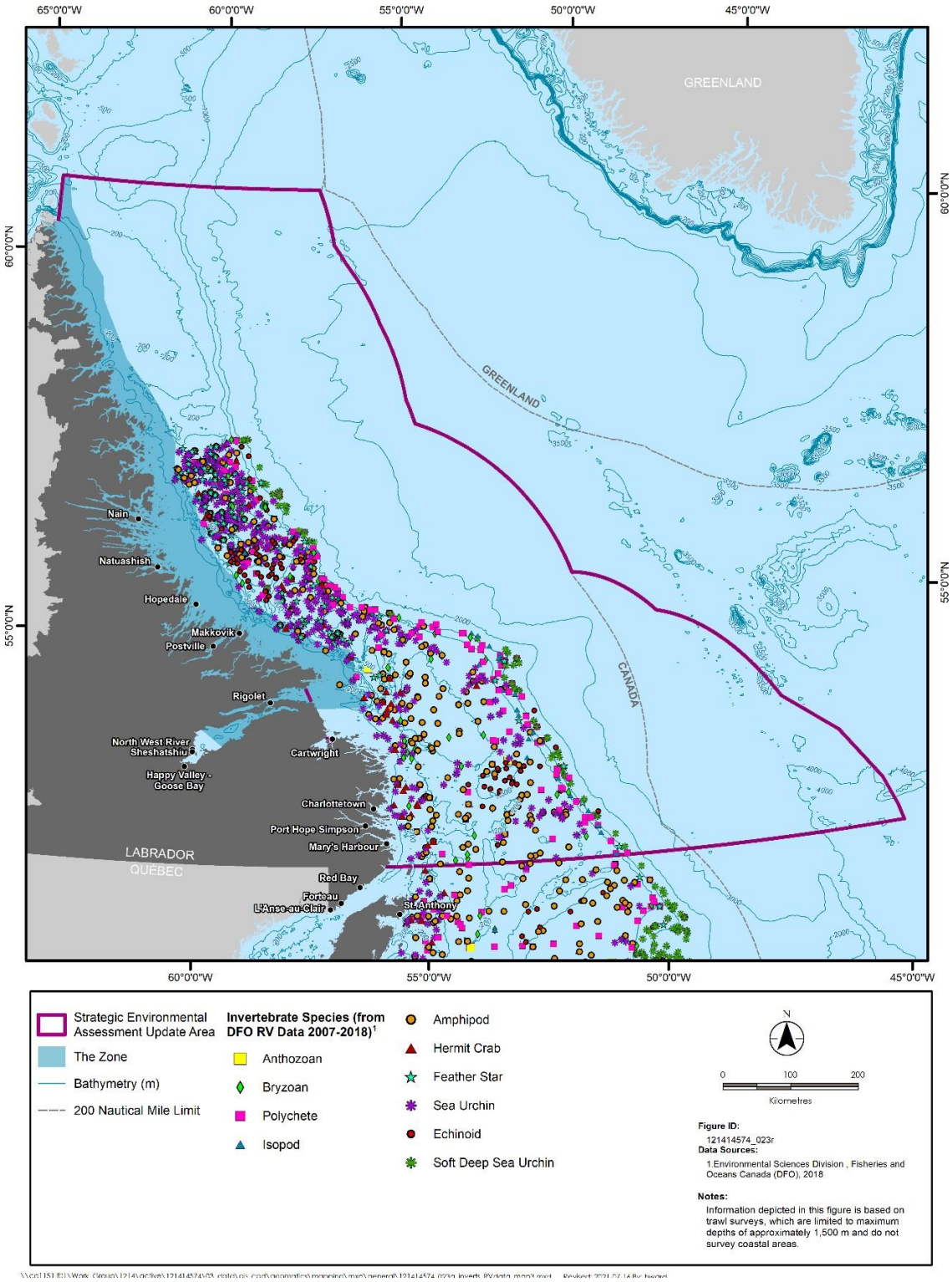

Figure 5-8 Autres espèces d'invertébrés selon les données du navire de recherche (2007 à 2018) (11e à 20e en poids, comme il est indiqué au tableau 5.4)

Tableau 5.4 20 principales espèces d'invertébrés en poids selon les données du navire de recherche (2007 à 2018)

Nom commun	Nom scientifique	Nom commun	Nom scientifique
Méduse[A]	Scyphozoan	Ophiure[C]	Ophiuroidea
Fausse étoile de mer[A]	Gorgonocephalidae	Échinide[C]	*Brisaster Fragilis*
Actinie[A]	Actinaria	Encornet antlantoboréal[C]	*Gonathus Fabricii*
Oursin[A]	Echinoidea	Oursin galette[C]	*Phormosoma Placenta*
Étoile de mer[A]	Asteroidea	Polychète[C]	Polychaeta
Pieuvre[B]	Octopoda	Bryozoaire[C]	Bryozoa
Comatule[B]	Crinoidea	Isopode[C]	Isopoda
Concombre de mer[B]	Phyllophoridae	Amphipode[C]	Amphipoda
Céphalopode[B]	Cephalopoda	Bernard-l'hermite[C]	Paguridae
Tunicier[B]	Ascidiacea	Anthozoaire[C]	Anthozoa

Source : MPO, 2018
Remarques :
A – figure 5.6
B – figure 5.7
C – figure 5.8

5.3.7 Contraintes de données liées aux communautés d'invertébrés benthiques

Il existe de nombreuses contraintes de données liées aux communautés d'invertébrés benthiques, y compris la biologie et l'écologie de base. La capacité des espèces à s'adapter à un environnement froid et très saisonnier est mal comprise, de même que les processus qui contrôlent la répartition, l'abondance et la production des espèces.

Il y a eu peu d'études scientifiques sur les communautés intertidales et infralittorales le long de la côte dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, et il y a des lacunes dans la littérature scientifique sur la biologie de la communauté benthique, car la majorité des études menées dans la zone ont porté sur les zones extracôtières au plateau continental et au versant (MPO, 2021a). Les stocks d'invertébrés benthiques sur les côtes de Terre-Neuve-et-Labrador et les contraintes de données, comme les environnements en eaux profondes de la marge continentale, sont incomplets. Dans ces zones, on manque de renseignements sur la répartition, l'abondance et la diversité des espèces benthiques. Dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, il y a un manque de renseignements sur les vulnérabilités possibles au sein de la communauté benthique. L'absence de données publiées ou accessibles au public au-delà de celles des invertébrés benthiques d'importance commerciale constitue une contrainte de données. Le frai par certaines espèces d'invertébrés se produit dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Toutefois, des recherches limitées (y compris Le Corre et coll., 2019, décrites à la section 5.3.5) ont été menées sur les mouvements passifs des œufs et des larves d'invertébrés planctoniques dans cette zone.

Bien qu'il y ait des lacunes ou des contraintes en matière de données, leur relation avec les activités pétrolières et gazières extracôtières dépend de la nature et du moment de l'activité particulière, et le

besoin de recueillir des données supplémentaires est déterminé à l'étape de l'EE propre au projet. Les EE propres au projet doivent confirmer que les contraintes de données sont toujours pertinentes et n'ont pas été traitées ou si de nouvelles contraintes de données ont été soulevées.

5.4 ESPÈCES DE POISSON

Il existe une variété d'espèces de poissons qui se trouvent dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Les espèces benthiques qui habitent le versant du Labrador et les habitats abyssaux à proximité de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES ne sont toujours pas bien étudiées. Ces espèces présentent généralement des caractéristiques de maturité tardive, de longue durée de vie, de faible taux de reproduction et de croissance lente qui les rendent vulnérables aux perturbations de l'habitat et de la population (Devine et coll., 2006; Baker et coll., 2012). Les nouvelles pêches sur les versants continentaux pour des espèces comme les grenadiers entraînent des pressions supplémentaires pour d'autres espèces des versants continentaux qui se trouvent dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, comme le merlu, le grenadier berglax, le grenadier de roche, les espèces de raies et les anguilles synaphobranches (Devine et coll., 2006).

Les espèces pélagiques sont généralement des espèces pélagiques résidentes ou des espèces pélagiques migratrices. Les espèces résidentes terminent généralement leur cycle biologique dans les eaux froides du Nord et, dans de nombreux cas, sont bien représentées dans les données des relevés du navire de recherche du MPO. En revanche, les migrateurs pélagiques de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES sont généralement des espèces qui migrent saisonnièrement des zones tempérées vers les eaux du nord à des fins alimentaires. Au cours de leurs migrations vers le nord, ces espèces migratrices (à l'exception du capelan et du saumon) demeurent généralement dans les eaux plus chaudes du Gulf Stream (Walli et coll., 2009; Vandeperre et coll., 2014), et, par conséquent, on s'attend à ce qu'il y ait une abondance relativement faible dans la zone, qui est principalement exposée au courant du Labrador plus frais.

La liste des espèces du tableau 5.5 a été établie à l'aide des résultats des relevés du navire de recherche du MPO recueillis entre 2007 et 2018, afin de donner une indication des espèces qui peuvent être présentes dans les parties ayant fait l'objet d'un relevé de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. La figure 9-54 (section 9.5) illustre les transects des navires de recherche et les parties ayant fait l'objet d'un relevé de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES de 2007 à 2018. Les chaluts sont limités à des profondeurs maximales d'environ 1 500 m et qui ne n'effectuent pas de relevés dans les zones côtières. Le relevé du navire de recherche comprend l'échantillonnage de poissons et d'invertébrés à l'aide d'un chalut à crevettes Campelen 1800. Ces relevés constituent la principale source de données pour surveiller les tendances de la répartition des espèces de fond et de l'abondance des poissons dans la région.

Tableau 5.5 Espèces de poissons clés des ensembles canadiens de relevés du navire de recherche recueillis dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES de 2007 à 2018

Nom commun	Nom scientifique	Possibilité de présence dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES[1]	Calendrier de présence
De fond			
Plie canadienne[2]	*Hippoglossoides platessoides*	Élevée	Toute l'année
Morue franche[2]	*Gadus morhua*	Élevée	Toute l'année
Flétan atlantique	*Hippoglossus hippoglossus*	Faible	Toute l'année
Morue polaire	*Boreogadus saida*	Faible	Toute l'année
Lycode arctique	*Lycodes reticulatus*	Faible	Toute l'année
Loup atlantique	*Anarhichus lupus*	Faible	Toute l'année
Aiguillat noir	*Centroscyllium fabricii*	Faible	Toute l'année
Hoki	*Antimora rostrata*	Faible	Toute l'année

Tableau 5.5 Espèces de poissons clés des ensembles canadiens de relevés du navire de recherche recueillis dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES de 2007 à 2018

Nom commun	Nom scientifique	Possibilité de présence dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES[1]	Calendrier de présence
Sébaste atlantique[2]	*Sebastes mentella*	Élevée	Toute l'année
Flétan noir	*Reinhardtius hippoglossoides*	Élevée	Toute l'année
Aiglefin	*Melanogrammus aeglefinus*	Faible	Toute l'année
Anguille égorgée bécue	*Synaphobranchus kaupii*	Faible	Toute l'année
Merluche à longues nageoires	*Urophycis chesteri*	Faible	Toute l'année
Chaboisseau à dix-huit épines	*Myoxocephalus octodecemspinosus*	Faible	Toute l'année
Grenadier du Grand Banc	*Nezumia bairdi*	Faible	Toute l'année
Baudroie	*Lophius americanus*	Faible	Toute l'année
Loup à tête large[2]	*Anarhichas denticulatus*	Modérée	Toute l'année
Grenadier berglax	*Macrourus berglax*	Modérée	Toute l'année
Grenadier de roche[2]	*Coryphaenoides rupestris*	Faible	Toute l'année
Raie à queue épineuse	*Raja spinicauda*	Faible	Toute l'année
Aiguillat commun	*Squalus acanthias*	Faible	Toute l'année
Lançon	*Ammondytidae*	Élevée	Toute l'année
Hémitriptère atlantique	Hemitriperus americanus	Faible	Toute l'année
Chaboisseau à épines courtes	*Myoxocephalus scorpius*	Faible	Toute l'année
Raie à queue de velours[2]	*Malacoraja senta*	Faible	Toute l'année
Loup tacheté[2]	*Anarhichas minor*	Modérée	Toute l'année
Raie épineuse[2]	*Amblyraja radiata*	Élevée	Toute l'année
Merluche blanche[2]	*Urophycis tenius*	Modérée	Toute l'année
Plie grise	*Glyptochepalus cynoglossus*	Modérée	Toute l'année
Limande à queue jaune	*Limanda ferruginea*	Faible	Toute l'année
Pélagique			
Hareng atlantique	*Clupea harengus harengus*	Élevée	Toute l'année
Saumon atlantique[2]	*Salmo salar*	Migratoire ou transitoire	
Thon rouge de l'Atlantique[2]	*Thunnus thynnus*	Faible	De juillet à septembre
Omble chevalier	*Salvelinus alpinus*	Modérée	De juin à septembre
Requin pèlerin[2]	*Cetorhinus maximus*	Faible	Toute l'année

Tableau 5.5 Espèces de poissons clés des ensembles canadiens de relevés du navire de recherche recueillis dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES de 2007 à 2018

Nom commun	Nom scientifique	Possibilité de présence dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES[1]	Calendrier de présence
Requin bleu	*Prionace glauce*	Faible	De juin à octobre
Capelan	*Mallotus villosus*	Élevée	Toute l'année
Requin du Groenland	*Somniosus microcephalus*	Modérée	Toute l'année
Requin-taupe commun[2]	*Lamna nasus*	Faible	Toute l'année

Sources : Reid et coll., 1999; Block et coll., 2005; Comité national sur la situation des espèces en péril au Canada [COSEPAC], 2008; COSEPAC, 2009a, 2009b; COSEPAC, 2010a, 2010b, 2010c, 2010d; COSEPAC, 2011; COSEPAC, 2012a, 2012b, 2012c, 2012e, 2012f; COSEPAC, 2013; COSEPAC, 2014; Moore et coll., 2014; MPO, 2018a, 2018b.

Remarque :

[1] Cette caractérisation qualitative est fondée sur l'opinion d'experts et une analyse des préférences comprises en matière d'habitat au cours des étapes du cycle biologique, la cartographie de la répartition et les données sur les prises pour chaque espèce dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES.

[2] Comprend les espèces en péril (EEP) et les espèces préoccupantes sur le plan de la conservation.

Wells et coll. (2021) ont analysé et cartographié les ensembles de données des relevés multiespèces du navire de recherche du MPO sur deux périodes : de 1981 à 1995 et de 1995 à 2017. Huit groupes fonctionnels de poissons (une collection d'espèces de taille, de régimes alimentaires et de rôles semblables dans l'écosystème) ont été désignés pour analyse : petits benthivores, benthivores moyens, grands benthivores, piscivores, plancto-piscivores, planctivores, crevettes et charognards. Le tableau 5.6 présente une liste d'exemples d'espèces de chaque groupe fonctionnel. Les densités relatives de chaque groupe fonctionnel ont été décrites en fonction d'espèces dominantes et non dominantes.

Tableau 5.6 Exemple d'espèces de groupes fonctionnels : Analyse de la densité relative moyenne

Groupe fonctionnel	Nom commun
Petits benthivores	Faux-trigle maillé
	Cordonbleu grenadin
	Lompénie tachetée
	Poisson-alligator arctique
	Limaces
	Poules de mer
	Mustèle arctique à trois barbillons
	Hameçon atlantique
	Icèle spatulée
	Quatre-lignes atlantique
	Poisson-alligator atlantique
	Garcette-goître

	Motelle à quatre barbillons

Tableau 5.6 Exemple d'espèces de groupes fonctionnels : Analyse de la densité relative moyenne

Groupe fonctionnel	Nom commun
Benthivores moyen	Limande à queue jaune
	Plie grise
	Hoki
	Grosse poule de mer
	Chaboisseau à dix-huit épines
	Grenadier de roche
	Raie à queue de velours
Grands benthivores	Plie canadienne
	Raie épineuse
	Grenadier berglax
	Aiglefin
	Loup atlantique
	Loup tacheté
	Loup à tête large
	Raie tachetée
Piscivores	Morue franche
	Flétan noir
	Requin du Groenland
	Merluche blanche
Plancto-piscivores	Sébaste
	Morue polaire
Planctivores	Lançon
	Capelan
Crevettes	Crevette nordique
	Crevette ésope
Source : Wells et coll., 2021	

Dans l'ensemble de la zone de relevé, qui comprend l'île de Terre-Neuve, mais ne comprend pas la partie nord de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (c.-à-d. la division 2G de l'OPANO), la morue polaire (qui fait partie du groupe fonctionnel de charognards et de plantco-piscivores) présente des densités les plus élevées dans la partie nord de la zone de relevé (c.-à-d. la section au milieu de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES – division 2H de l'OPANO) par rapport aux parties sud de la zone de relevé autour de l'île de Terre-Neuve (Wells et coll., 2021).

La partie sud de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (c.-à-d. les divisions 2J3K de l'OPANO) présente des densités élevées de crevettes, de piscivores, de planctivores et de petits benthivores, tandis qu'au milieu de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (c.-à-d. division 2H de l'OPANO), les petits benthivores, les piscivores, les plancto-piscivores et les crevettes sont dominants. Les eaux plus profondes le long du bord et du versant du plateau continental

sont dominées par de petits, moyens et grands benthivores, piscivores et plancto-piscivores. Quant à l'ensemble de données de 1995 à 2017, il ne semble y avoir aucune différence entre la densité relative des gros benthivores non dominants et tous les grands benthivores dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (Wells et coll., 2021).

Certains groupes fonctionnels présentent des aires de répartition restreintes (p. ex., benthivores moyens, plancto-piscivores, crevettes), tandis que d'autres groupes semblent être liés à des caractéristiques précises de l'habitat. Par exemple, les bancs et les bords des plateaux abritent de petits benthivores, tandis que les chenaux et les creux plus profonds présentent des densités plus élevées de piscivores, et les planctivores présentent des densités plus élevées dans des profondeurs relativement moindres (Wells et coll., 2021).

Les espèces focales décrites dans les sections suivantes sont d'importance commerciale, sont des EEP ou des espèces préoccupantes sur le plan de la conservation, ou sont considérées comme des espèces clés dans le fonctionnement de l'écosystème. Les données sur le savoir autochtone spatial du Conseil communautaire du NunatuKavut et du gouvernement du Nunatsiavut ont servi à créer des cartes de pêche de poisson et sont présentées au chapitre 9. Ces cartes fournissent un résumé de la répartition de plusieurs espèces de poissons dont il est question ci-dessous. En ce qui concerne les poissons en général, le gouvernement du Nunatsiavut a noté des poissons plus gros et plus abondants depuis que le MPO a accru la taille du maillage des filets plus gros (type net non précisé) il y a environ 10 à 15 ans (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Il convient de noter que cette section comprend des discussions sur les populations qui ne se chevauchent pas directement avec la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, mais qui ont été prises en considération pour une ou plusieurs des raisons suivantes :

- Il peut s'agir de populations voisines que l'on sait se mélangent.
- Les bords de la population chevauchent la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES.
- Les populations migrent à travers la zone d'intérêt.
- On s'attend à ce qu'ils s'étendent dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, compte tenu de l'évolution des conditions environnementales.

Comme il est indiqué ci-dessus, certaines espèces, comme le flétan de l'Atlantique, peuvent se trouver dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, mais se trouvent à la limite nord de leur aire de répartition et, par conséquent, peuvent représenter des poissons errants ou se limiter au détroit de Belle Isle. Les changements climatiques peuvent entraîner l'expansion de ces espèces dans la partie sud de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES pendant les tendances plus chaudes et leur retrait pendant les tendances de refroidissement. Elles ne représentent donc pas une population résidente de la zone. Les descriptions d'espèces suivantes fournissent un résumé des espèces de poissons susceptibles d'être présentes dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Les espèces inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) ou inscrites comme espèces préoccupantes sur le plan de la conservation par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) sont décrites à la section 5.6.

5.4.1 Espèces de fond

5.4.1.1 Limande à queue jaune

La limande à queue jaune (*Limanda ferruginea*) est distribuée du Labrador à la baie de Chesapeake et se trouve le plus souvent sur des substrats sablonneux à des profondeurs inférieures à 100 m (Walsh et coll., 2000). La limande à queue jaune a diminué de la fin des années 1980 au début des années 1990, mais depuis, les tendances démographiques ont stabilisé et sont en augmentation (Walsh et coll., 2000; Maddock-Parsons, 2009). La limande à queue jaune est la plus densément répartie dans les eaux plus chaudes de la queue des Grands Bancs et le long du versant du chenal Laurentien (Walsh et coll., 2001), bien que, historiquement, leur répartition incluait également le nord des Grands Bancs. Cette espèce est relativement sédentaire et ne participe à aucune migration. Le frai se produit principalement dans les régions du centre et du sud des Grands Bancs, bien qu'il puisse se produire dans la région du nord, et on pense que le frai se produit entre avril et juin (Ollerhead et coll., 2004; Maddock-Parsons, 2009). Les œufs de la limande à queue jaune sont déposés au fond et flottent à proximité de la surface une fois qu'ils sont fertilisés (Scott et Scott, 1988). Les juvéniles nouvellement établis choisissent un substrat dominé par la boue et le sable. Le régime alimentaire de la limande à queue jaune dans l'Atlantique Nord se compose principalement de polychètes et d'amphipodes (Walsh, 1992; Methven, 1999).

5.4.1.2 Flétan atlantique

Le flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) est distribué du nord du Labrador à la Virginie et se trouve généralement le long des versants du plateau continental. L'espèce migre saisonnièrement entre les chenaux profonds entre les bancs en hiver et par l'entremise des eaux peu profondes des bancs en été. Elle préfère les températures de 3 °C à 5 °C, et les individus plus grands se déplacent vers les eaux plus profondes en hiver (MPO, 2015a). Elle préfère les substrats de sable, de gravier ou d'argile. L'espèce peut atteindre une longueur de plus de 2,5 m et un poids de plus de 300 kg. Le flétan de l'Atlantique est le poisson de fond le plus grand et le plus précieux sur le plan commercial dans l'océan Atlantique (MPO, 2009). Cette espèce se nourrit d'organismes benthiques et passe des invertébrés aux poissons à mesure que le flétan grossit. Les petits flétans (<30 cm) se nourrissent de crabes, de crevettes, de crabes et de mysidés, tandis que les grands poissons (>70 cm) consomment diverses espèces de poissons plats, de sébastes et de goberges (MPO, 2013b).

Les femelles mûrissent vers 10 à 14 ans et frayent de décembre à juin dans des profondeurs allant de 300 à 700 m. Les grandes femelles peuvent pondre jusqu'à plusieurs millions d'œufs. Les œufs ont un diamètre de 3 à 4 mm et flottent librement dans l'océan jusqu'à ce qu'ils éclosent 16 jours plus tard. Les larves mesurent environ 7 mm de longueur et survivent à l'aide d'un sac vitellin pendant quatre à cinq semaines jusqu'à ce qu'elles commencent à se nourrir de plancton. Le flétan de l'Atlantique peut vivre jusqu'à 50 ans, avec une durée de vie typique de 25 à 30 ans (MPO, 2009).

5.4.1.3 Flétan noir

Le flétan noir (*Reinhardtius hippoglossoides*), aussi connu sous le nom de turbot, est un poisson plat d'eau profonde qui, dans l'Atlantique Nord-Ouest, comporte une gamme allant du Groenland à la plate-forme Scotian. Le flétan noir préfère des températures de 0 °C à 4,5 °C (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture [FAO], 2007a; Healey et coll., 2010). Sa plage de profondeur varie de

90 à 2 000 m, mais la plupart sont prises à des profondeurs supérieures à 450 m. Les individus plus grands se retrouvent généralement dans des eaux plus profondes. Contrairement à la plupart des poissons plats, le flétan noir passe une grande partie de son temps hors du fond, se comportant comme un poisson pélagique (Scott et Scott, 1988).

On croit que les frayères du flétan noir (Boje, 2002) sont situées au sud-ouest de l'Islande (Sigurdsson, 1979) et couvrent une zone étendue du détroit de Davis, au sud de 67 ºN (Jensen, 1935; Smidt, 1969), au sud de la passe Flamande au large de Terre-Neuve (Junquera et Zamarro, 1994) à une profondeur de 800 et 2 000 m. Des études sur la maturation et le frai du flétan noir ont révélé une grande variabilité quant à la proportion de poissons adultes à la taille et à l'âge où la maturation et le frai se produisent, ce qui montre un degré élevé de variation géographique et temporelle (Morgan et Bowering, 1997). Des études de marquage indiquent que le degré important de mélange génétique du flétan noir peut être le résultat d'un mouvement à longue distance des adultes reproducteurs parmi les populations ou d'une dérive larvaire importante (Lear, 1984, dans Vis et coll., 1997). On sait que le flétan noir migre entre les eaux de l'est de Terre-Neuve et la région du détroit de Davis (Bowering, 1984, dans Vis et coll., 1997).

Les œufs ont tendance à dériver vers le nord dans le courant de l'ouest du Groenland. Toutefois, ceux qui se font engloutir par l'île de Baffin ou le courant du Labrador dérivent vers le sud le long de la côte de l'île de Baffin, au Labrador et dans le nord-est de Terre-Neuve, et colonisent les bancs et les versants continentaux le long du chemin (Bowering, 1982). Les œufs sont benthiques, mais à l'éclosion, les jeunes montent dans la colonne d'eau et restent à des profondeurs d'environ 30 m jusqu'à qu'ils atteignent une longueur d'environ 70 mm. À mesure que les jeunes flétans noirs grandissent, on croit qu'ils se déplacent vers les eaux plus profondes et migrent vers le nord vers la zone de frai, ce qui laisse entendre un stock continu dans toute l'aire de répartition (Bowering, 1982). Le flétan noir dans l'Atlantique Nord-Ouest est considéré comme un stock génétique relativement homogène. Toutefois, il y a des preuves que le mélange génétique se produit avec les stocks du golfe du Saint-Laurent (Bowering, 1982). En tant que juvéniles (<20 cm), les flétans noirs se nourrissent principalement de petits crustacés et de calmars, et, à mesure qu'ils grandissent (de 20 à 69 cm), ils se nourrissent principalement de capelan. En tant que grands adultes (>69 cm), les flétans noirs se nourrissent principalement de poissons du fond (Bowering et Lilly, 1992).

En 2007, le gouvernement du Nunatsiavut a signalé que le flétan noir est pêché dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, et il a été désigné comme une espèce de pêche commerciale importante. Le flétan noir est pêché au chenal Hawke (SEM, 2008).

Le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé une augmentation du nombre de flétans (espèce non précisée) au cours des dernières années (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019).

5.4.1.4 Lançon

Le lançon (*Ammodytes spp*.) est un petit poisson qui se trouve aux fonds marins sableux et qui est connu comme une espèce charognard importante pour d'autres espèces de poissons de fond, de poissons pélagiques et de mammifères marins. Par exemple, le lançon a été désigné comme une partie importante du régime alimentaire de l'omble chevalier (Dempson et coll., 2002). Le lançon vit

partiellement enfoui dans le sable et monte parfois dans la colonne d'eau pour se nourrir. Le lançon se trouve dans l'Atlantique Nord, du Groenland au golfe du Saint-Laurent, et se trouve généralement à des profondeurs inférieures à 91 m. L'espèce de lançon présente dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES est le lançon du nord. Toutefois, on s'interroge sur l'existence d'une ou deux espèces de lançons dans la zone (MPO, 2004a).

Il n'y a pas de renseignements disponibles sur le moment du frai dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, mais, en général, le lançon fraye pendant les mois d'hiver dans les eaux peu profondes (SEM, 2008). Le lançon n'est pas pêché commercialement, mais il constitue une partie importante du réseau alimentaire marin, car il sert d'espèce de proie pour les niveaux trophiques plus élevés.

5.4.1.5 Merluche à longues nageoires et hoki

Merluche à longues nageoires

La merluche à longues nageoires (*Phycis chesteri*) se trouve dans l'Atlantique Nord-Ouest, le long de la côte de l'Amérique du Nord, de la Caroline du Nord à Terre-Neuve. La merluche à longues nageoires vit au versant continental à des profondeurs de 150 à 1 250 m (Wenner, 1983). Tout au long de sa répartition latitudinale du cap Hatteras jusqu'au versant du Canada atlantique, cette espèce fait preuve d'une relation taille-profondeur, où les petits poissons se trouvent au haut du versant continental (Wenner, 1983). La merluche à longues nageoires se nourrit d'espèces benthiques et pélagiques, notamment d'amphipodes, d'euphausiacés, de crustacés et de poissons (Wenner, 1983).

Cette espèce a une fécondité élevée et fraye de la fin de septembre à avril (Wenner, 1983).

Hoki

Le hoki vit dans les océans du monde entier et, dans l'Atlantique Nord-Ouest, au large de la côte atlantique du Canada, au nord de l'île de Baffin (Fossen et Bergstad, 2006). Selon les expériences au chalut et à la palangre, le hoki est présent à des profondeurs de 669 à 3 059 m (Fossen et Bergstad, 2006). Le hoki se nourrit de la macrofaune vivante libre.

On sait peu de choses sur le cycle de vie de ces poissons, mais on pense qu'ils migrent peut-être vers les eaux plus profondes pour frayer. Des individus matures capturés ont été trouvés avec des gonades mûres dans la région pionnière de la mer du Labrador à des profondeurs comprises entre 800 et 2 500 m (Coté et coll., 2019). Les femelles atteignent 75 cm, tandis que les mâles n'atteignent que la moitié de cette longueur (Fossen et Bergstad, 2006). On croit que cette espèce vit un maximum de 25 années. Les femelles de cette espèce sont plus grandes que les mâles et semblent vivre plus longtemps (Fossen et Bergstad, 2006).

5.4.1.6 Plie grise

La plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*) est un poisson plat d'eau profonde, également connue sous le nom de plie cynoglosse, qui est présente du sud du Groenland jusqu'au cap Hatteras. La plie grise est abondante dans le chenal Hawke (MPO, 2006b). La plie grise préfère vivre dans des ravins où le fond

est composé d'argile, de sable boueux ou de boue pure aux surfaces dures des bancs et du sol côtier. En été, elle monte généralement vers la boue molle et, en hiver, elle descend vers des ravins plus profonds. On trouve généralement la plie grise au large, dans des eaux modérément profondes, principalement à des profondeurs de 45 à 275 m, à des températures de 2 °C à 6 °C, et elle ne migre pas (Scott et Scott, 1988; Cargnelli et coll., 1999). La plie grise est une espèce à croissance lente et à longue durée de vie qui atteint plus de 20 ans (Maddock-Parsons, 2005a, 2005b).

La proie de la plie grise est constituée de vers marins, de petits crustacés et de mollusques (MPO, 2006b). On trouve de petits morceaux de coquillages dans l'estomac de la plie grise et, parfois, de petits poissons dans celui de grandes plies grises (MPO, 2006b).

Le frai de la plie grise se déroule dans l'Atlantique Nord-Ouest de la fin du printemps à la fin de l'été, selon la région géographique des frayères (MPO, 2006b). Le frai se déroule généralement dans les eaux profondes où les températures sont plus stables que sur les bancs environnants. La période de frai est moins étendue dans les régions du nord que dans les régions du sud. Le stade pélagique ou mi-profondeur du cycle biologique de la plie grise est plus long que les autres poissons plats pleuronectes et peut durer de quatre mois à une année (MPO, 2006b). Pendant ce temps, les œufs et les larves des frayères dans les zones du nord dérivent vers le sud dans le courant du Labrador sur de grandes distances pour s'installer dans l'eau où la température est propice à la survie. Les œufs et les larves aux bancs sud ne dérivent probablement pas très loin en raison des courants lents qui se déplacent de façon plus circulaire. Toutefois, à l'occasion, des œufs ont été trouvés flottant au-dessus des profondeurs océaniques (MPO, 2006b).

Les données recueillies dans le cadre de relevés du navire de recherche menés sur la plie grise en 2016 et 2017 ont servi à déterminer les indices d'abondance et de biomasse, qui ont indiqué que l'abondance et la biomasse ont atteint leurs niveaux les plus élevés depuis 1990, mais qu'elles étaient toujours en deçà des niveaux enregistrés au milieu des années 1980 (MPO, 2019a, 2019b). Toutefois, selon l'indice d'abondance, le recrutement de poissons de <23 cm s'est amélioré depuis 2013. On a également observé que la répartition du stock s'est élargie, qu'elle est revenue à des chenaux profonds occupés au milieu des années 1980 après qu'elle a été réduite à des zones du versant du plateau au cours des années 1990. La majorité du stock de plie grise est située le long du bord du plateau de Terre-Neuve dans la division 3K selon les indices d'abondance et de biomasse des relevés du navire de recherche (MPO, 2019a, 2019b). On a noté que la plie grise occupe constamment des eaux plus chaudes (c.-à-d. de 3,2 à 3,6 °C dans les divisions 2J, 3K et 3L) que la température médiane de l'eau disponible (-0,3 à 2,7 °C) (MPO, 2019b).

5.4.1.7 Aiguillat noir

L'aiguillat noir (*Centroscyllum fabricii*) est réparti le long des versants du bassin du Canada atlantique, du sud du Groenland jusqu'au cap Hatteras (et possiblement en Floride) et dans le golfe du Mexique (Kulka, 2006). L'aiguillat noir est une espèce bathydémersale, qui vit dans des eaux aussi peu profondes que 300 m, mais qui se trouve généralement dans des eaux plus profondes que 500 m. Comme d'autres requins squaliformes, il se caractérise par sa croissance lente, sa longévité et sa maturation tardive (Hedeholm et coll., 2019). Les mâles et les femelles atteignent la maturité sexuelle à l'âge de 15 et de

27 ans, respectivement (Qvist, 2017). Les aiguillats noirs femelles ont une reproduction ovovivipare, avec des embryons recevant de la nutrition d'un sac vitellin dans l'utérus et peuvent donner naissance à 14 à 31 embryons (Qvist, 2017).

Les estimations de l'abondance relative sont problématiques, car une grande partie de la population des aiguillats noirs occupe des profondeurs qui dépassent la portée des relevés (avant 1995) (Kulka, 2006). Toutefois, les relevés au chalut de fond dans les années 2000 donnent un aperçu de l'abondance dans la division 3L de l'OPANO (Román-Marcote et coll., 2020). De 2015 à 2019, la biomasse de l'aiguillat noir est passée d'environ 7 000 tonnes à 2 000 tonnes dans la division 3L de l'OPANO (Román-Marcote et coll., 2020). L'aiguillat noir présente une répartition très structurée avec un degré élevé de séparation par stade de vie. Les grandes femelles enceintes migrent vers des eaux peu profondes du chenal Laurentien, où la mise bas a lieu. Les jeunes aiguillats noirs migrent vers les eaux plus profondes du chenal Laurentien et, à mesure qu'ils mûrissent, ils migrent hors du chenal Laurentien vers les eaux de versant. Les jeunes aiguillats noirs peuvent migrer sur de longues distances vers le plateau du Labrador. À mesure qu'ils continuent de croître, ils continuent de migrer vers les eaux plus profondes.

5.4.1.8 Aiglefin

L'aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*) fait partie de la famille de la morue et se trouve dans l'Atlantique Nord-Est et Nord-Ouest. Dans l'Atlantique Nord-Ouest, on trouve de l'aiglefin de la Caroline du Nord au Groenland.

L'aiglefin est généralement lié à des substrats constitués de gravier, de galets, de sable et de bancs de coquillages. L'aiglefin se trouve le plus souvent à des profondeurs de 50 à 250 m (MPO, 2013c). L'aiglefin se nourrit de mollusques, de polychètes, de crustacés, d'échinodermes et d'œufs de poisson, et les adultes s'attaquent parfois aussi à de petits poissons, dont le hareng, les raies, l'aiguillat commun et les poissons de fond, y compris d'autres aiglefins (National Ocean and Atmospheric Association [NOAA], 2013a).

L'aiglefin atteint sa maturité à l'âge d'un à quatre ans et vit généralement de trois à sept ans. La période de frai de l'aiglefin a lieu de janvier à juillet sur les fonds de roche, de sable, de gravier et de boue. L'aiglefin produit en moyenne 850 000 œufs, et les poissons plus grands produisent jusqu'à 3 millions d'œufs (NOAA, 2013a). Les œufs sont pélagiques, comme les larves, jusqu'à ce qu'ils atteignent une longueur de 25 mm et migrent ensuite vers des eaux plus profondes.

5.4.1.9 Morue ogac

La morue ogac (*Gadus ogac*), également connue sous le nom de morue du Groenland, est une espèce arctique à subarctique dont la répartition comprend la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. La morue ogac se trouve à des profondeurs allant de 0 à 200 m, mais elle se trouve rarement en eau plus profonde ou au large (Nielsen et Andersen, 2001; FAO, 2007b; MPO, 2021a). La morue ogac tolère les faibles salinités; toutefois, rien n'indique qu'elle entre dans les milieux d'eau douce (FAO, 2007b).

La morue ogac a une durée de vie relativement courte et vit rarement au-delà de neuf ans. Les morues ogac âgées de cinq à six ans atteignent des longueurs d'environ 50 cm et dépassent rarement une longueur totale de 60 cm (FAO, 2007b). La morue ogac mûrit à environ trois à quatre ans avant de frayer dans les eaux peu profondes de février à mai. Après la fertilisation, les œufs coulent au fond marin.

La morue ogac fraye ses œufs de fond à proximité des aires de croissance. Par conséquent, les larves restent dans l'aire où elles ont été frayées (Laurel et coll., 2003a). En tant que juvénile, la morue ogac est liée à des habitats complexes et, en particulier, à la zostère pour se protéger contre les prédateurs (Laurel et coll., 2003b). Les habitats structuralement complexes nuisent aux capacités visuelles et nageuses des prédateurs, ce qui peut à son tour réduire l'efficacité de la rencontre, de l'attaque et de la capture de proies (Laurel et coll., 2003b). On a trouvé des densités élevées de morue ogac liées à la zostère, ce qui laisse croire que c'était l'habitat préféré destiné à la croissance (Laurel et coll., 2004). La zostère soutient souvent des densités plus élevées de nourriture, notamment sous forme de zooplancton pélagique et épiphyte. Les macrophytes réduisent également le risque de prédation pour les jeunes poissons par les poissons plus grands (Laurel et coll., 2003b, 2004).

Les morues ogacs sont des opportunistes omnivores (Nielsen et Andersen, 2001) très semblables à la morue franche. Le régime alimentaire des adultes est principalement composé de capelan et d'autres espèces de fond (Nielsen et Andersen, 2001).
Les crustacés, les polychètes, les mollusques et les échinodermes sont des proies importantes pour les petites morues franches et ogacs juvéniles, et deviennent moins importants à mesure qu'elles grandissent (Nielsen et Andersen, 2001).

En 2007, le gouvernement du Nunatsiavut a signalé la pêche à la morue, mais n'a pas indiqué l'espèce, autour de Horse Rocks et des bancs d'Aillik, et une ancienne pêche à l'île George, qui est peu utilisée depuis le départ de la morue. Le gouvernement du Nunatsiavut a observé que le faible nombre de morues est attribuable aux bateaux de pêche commerciale (SEM, 2008). Le gouvernement du Nunatsiavut a observé une réduction de l'abondance de la morue ogac au cours des dernières années. En particulier, au cours des trois dernières années, l'abondance de poulamon a diminué dans les régions entourant Snook's Cove et dans les étangs près de Rigolet. De plus, la taille des poulamons près d'English River et de Postville a diminué (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). La taille de la morue ogac dépend de l'abondance d'appât dans la région, et on a signalé que certains endroits n'avaient pas de nourriture ni d'appât dans l'estomac de la morue ogac (gouvernement du Nunatsiavut, 2018).

Le Conseil communautaire du NunatuKavut a indiqué que la morue ogac est une espèce alimentaire et commerciale importante prise en hiver par la pêche sur glace et en eau libre par la pêche au filet à truite et à la ligne. La morue ogac était historiquement une espèce abondante et importante sur le plan commercial, et elle a été pêchée à travers la glace à l'aide d'une turlutte (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019). La pêche aux morues ogacs du Conseil communautaire du NunatuKavut est décrite à la section 9.4.3.

5.4.1.10 Grenadier berglax

Le grenadier berglax (*Macrourus berglax*) est une espèce benthopélagique étroitement liée au fond marin. Il se trouve généralement à des profondeurs de 400 à 1 200 m au versant continental des plateaux de Terre-Neuve-et-Labrador, au versant nord-est des Grands Bancs et au large du bonnet Flamand ou à proximité de ceux-ci. Toutefois, ils ont été observés du détroit de Davis au sud du banc Georges (COSEPAC, 2018). La biomasse du grenadier berglax est estimée à 2,1 tonnes métriques dans des profondeurs supérieures à 500 m dans les divisions 2G et 2H de l'OPANO (Coté et coll., 2019). Dans les eaux au large de Terre-Neuve, les densités tendent à être les plus élevées à des profondeurs de 500 à 1 500 m et à des températures de l'eau de 2,0 à 5,4 °C (COSEPAC, 2018). La gamme de profondeurs dans laquelle il a été enregistré laisse croire qu'il préfère une salinité totale (c.-à-d. 34 à 35 parties par millier), mais il peut tolérer 32 à 35 parties par millier (Simpson et coll., 2017). Cette espèce est un prédateur opportuniste qui se nourrit d'invertébrés, de petits poissons et de calmars (COSEPAC, 2018). Román et coll. (2004, dans Simpson et coll., 2017) ont mené des études sur le bonnet Flamand et ont indiqué que les proies les plus importantes comprenaient *Pandalus borealis*, les scyphozoaires et *Lampadena speculigera*. Aux Grands Bancs, González et coll. (2006, dans Simpson et coll., 2017) ont indiqué que les principaux éléments de proie étaient les scyphozoaires, les polychètes et d'autres espèces de poissons.

Le grenadier berglax est une espèce de poisson à croissance lente et à maturation tardive qui a un long cycle de vie et un faible taux de renouvellement de la population (COSEPAC, 2018). Les femelles atteignent la maturité à l'âge d'environ 13 à 15 ans, et la durée d'une génération est estimée à 19 ans (COSEPAC, 2018). Le temps de maturation correspond à une longueur totale d'environ 67 cm (Simpson et coll., 2017). Le frai peut se produire dans le sud des Grands Bancs pendant l'hiver et au début du printemps, bien qu'il soit possible que l'espèce fraye toute l'année. Les femelles pondent plus de 25 000 œufs pélagiques sur une longue période de frai (COSEPAC, 2007).

Le grenadier berglax est classé comme « non en péril » en raison d'une tendance croissante démontrée par le relevé mené sur le plateau du Labrador au nord des Grands Bancs, qui couvre les profondeurs d'eau jusqu'à 1 500 m (COSEPAC, 2018). Les prises accessoires du grenadier berglax pendant la pêche du flétan noir demeurent une menace, mais il n'est pas peu probable qu'elles causent des baisses majeures de la population (COSEPAC, 2018).

5.4.1.11 Grenadier abyssal

Le grenadier abyssal (*Coryphaenoides armatus*) est une espèce bathypélagique (c.-à-d. qui se trouve le long du versant profond ou le glacis continental supérieur) commune dans la plupart des océans à des profondeurs comprises entre 282 et 5 280 m. Le grenadier abyssal a un faible taux métabolique parce

qu'il vit dans un milieu où la nourriture est limitée et joue un rôle important dans le transfert d'énergie dans la chaîne alimentaire d'eau profonde (Haedrich et Henderson, 1974; Collins et coll., 1998; Drazen et Sutton, 2017). Son régime alimentaire évolue à mesure qu'il vieillit : les individus plus jeunes se nourrissent d'invertébrés benthiques (p. ex., crustacés, concombres de mer), et les adultes consomment des oursins, des poissons pélagiques et benthopélagiques et des céphalopodes. Les grenadiers abyssaux mûrissent tard et croissent lentement par rapport à la plupart des espèces de poissons et se reproduisent une fois au cours de leur vie (MarineBio, 2021).

5.4.1.12 Lanterne glaciaire

Benthosema glaciale, communément appelée la lanterne glaciaire, est une petite espèce mésopélagique distribuée à travers l'Atlantique Nord Est et Ouest ainsi que dans la mer Méditerranée. Il s'agit de l'une des espèces de poissons les plus abondantes de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES et du planctivore le plus dominant de la région (Coté et coll., 2019; MPO, 2021c). Les communautés de poissons dominées par les poissons-lanternes dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES s'étendent de la rupture du plateau jusqu'aux fjords côtiers (Pepin, 2013; Coté et coll., 2019).

La lanterne glaciaire migre chaque jour à des profondeurs de plus de 457 m, tandis que pendant la nuit, il a tendance à se déplacer à des profondeurs plus basses pour se nourrir et il est le plus souvent trouvé entre 46 et 91 m (Scott et Scott, 1988). Son régime alimentaire est dominé par les copépodes calanoïdes et les euphausiacés (Scott et Scott, 1988), et il joue un rôle important dans le transfert d'énergie des producteurs secondaires (zooplancton, comme les copépodes) vers les niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire de la mer du Labrador (Pepin, 2013).

5.4.2 Espèces pélagiques

5.4.2.1 Morue polaire

La répartition de la morue polaire (*Boreogadus saida*) est circumpolaire et, dans les eaux canadiennes, on la trouve dans la mer de Beaufort, dans l'archipel arctique, dans la baie d'Hudson, dans la baie de Baffin, le long de la côte du Labrador, de la côte est de Terre-Neuve et dans les zones nord et est des Grands Bancs. On croit que cette espèce préfère des températures de 0 °C à 4 °C, mais on la trouve aussi généralement dans l'eau plus froide que 0 °C et souvent près des glaces à la dérive (MPO, 1990). Au large du nord du Labrador, la longueur commune de la morue polaire est de 25 à 30 cm, avec des tailles décroissantes dans le sud du Labrador (10 à 25 cm) et au large de l'est de Terre-Neuve (10 à 18 cm). La morue polaire se trouve près de la côte, entre les flœs et aussi au large, à des profondeurs supérieures à 900 m (MPO, 1990).

La morue polaire, mâle et femelle, atteint la maturité lorsqu'elle mesure environ 20 cm de long et est âgée de trois ans. Dans les eaux du Nord du Canada, on croit que le frai se produit à la fin de l'automne et en hiver. La morue polaire femelle, à maturité complète, produit des œufs avec un diamètre de 1,5 à 1,9 mm et libère de 9 000 à 21 000 œufs (MPO, 1990). Le frai se produit sous la couverture de glace de l'Arctique, et le frai est externe.

La morue polaire est le principal consommateur de plancton dans les mers arctiques (MPO, 1990). La petite morue polaire, d'une longueur de 4 à 6 cm, se nourrit principalement des œufs et des larves de copépodes et d'amphipodes adultes. Les poissons de taille moyenne (8 à 12 cm) se nourrissent de copépodes, d'amphipodes et d'euphausiacés. La morue polaire d'une longueur de plus de 12 cm s'alimente de copépodes, d'amphipodes et de chætognates. Les grandes morues polaires se nourrissent d'organismes planctoniques et sont cannibales : elles se nourrissent de morues polaires plus petites (MPO, 1990). L'abondance de la morue polaire dans l'Arctique canadien est inconnue.

5.4.2.2 Hareng atlantique

Le hareng atlantique (*Clupea harengus*) est un poisson pélagique qui se rassemble en bancs, habituellement dans les eaux côtières peu profondes. Dans l'Atlantique nord-ouest, on les trouve du plateau continental et des eaux côtières du Labrador jusqu'au cap Hatteras (MPO, 2015b). Les données concernant la répartition du hareng de l'Atlantique dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES sont limitées. Toutefois, les données sur les débarquements de 2011 à 2019, principalement concentrées autour de l'île de Terre-Neuve, montrent la présence le long de la côte sud du Labrador (MPO, 2018b). Le hareng est également présent au large, de la surface jusqu'à des profondeurs de 200 m. Il y a un certain nombre de populations de harengs distinctes dans l'Atlantique Nord-Ouest et chacune a ses terres préférées pour frayer, se nourrir et hiverner. L'espèce a une espérance de vie de 15 ans et mûrit à l'âge de quatre ans. Les harengs atlantiques se nourrissent principalement de zooplancton, de krill et de larves de poissons (NOAA, 2013b).

Le moment et l'emplacement du frai dépendent du stock de hareng. La plupart des stocks frayent au printemps ou à l'automne (Scott et Scott, 1988). Les harengs sont des géniteurs de fond qui déposent leurs œufs sur des substrats stables dans des environnements à haute énergie avec de forts courants de marée (Iles et Sinclair, 1982; Stevenson et Scott, 2005). Le frai peut se produire aux bancs au large, à des profondeurs de 40 à 80 m. Toutefois, la plupart des stocks de hareng frayent dans des eaux côtières peu profondes à des profondeurs inférieures à 20 m. Dans les eaux de Terre-Neuve, il semble que le hareng ne fraye que dans les eaux côtières. Dans le cas des stocks de frai côtiers, le frai printanier se produit généralement dans des eaux moins profondes que le frai automnal (LGL Limited, 2005). Tibbo (1956) a découvert que les principaux sites de frai dans les eaux de Terre-Neuve se trouvent à la tête de baies et d'entrées d'eau profonde. Les larves de hareng sont pélagiques, et le stade larvaire du hareng pondu à l'automne est beaucoup plus long que celui du hareng pondu au printemps, où le premier dure tout l'hiver (Scott et Scott, 1988). Il a été démontré que les larves de certains stocks restent très proches de l'endroit où elles ont été écloses : résultat de la formation de zones de rétention attribuable aux marées qui empêchent les larves d'être dispersées par les courants d'eau. Le temps nécessaire à la métamorphose des larves en hareng juvénile dépend de la température de l'eau et de la disponibilité de la nourriture. Les larves sont sensibles à la lumière et recherchent des eaux plus profondes pendant les jours ensoleillés (Scott et Scott, 1988).

Le Conseil communautaire du NunatuKavut a indiqué que la pêche au hareng était une pêche commerciale d'importance historique (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019). Le hareng pris au filet était souvent vendu et utilisé comme appât ou nourriture pour chien. Le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé que le hareng est une proie importante pour les phoques. Le Conseil

communautaire du NunatuKavut a également indiqué que les modifications apportées aux règlements et le déclin de la population ont touché la pêche au hareng. La pêche aux harengs du Conseil communautaire du NunatuKavut est décrite à la section 9.4.3. Le hareng est plus abondant dans l'ensemble du Nunatsiavut qu'il ne l'était auparavant.

Le gouvernement du Nunatsiavut a observé une augmentation de l'abondance du hareng dans la baie Nain au cours des dernières années (gouvernement du Nunatsiavut, 2018).

5.4.2.3 Saumon atlantique

Le saumon atlantique (*Salmo salar*) est un poisson anadrome qui vit dans des rivières d'eau douce pendant deux à cinq ans à Terre-Neuve et trois à sept ans au Labrador avant d'entreprendre la smoltification et de migrer vers la mer en tant que saumoneaux (MPO, 2018a). En Amérique du Nord, l'aire de répartition du saumon atlantique anadrome se situe du sud de la rivière Hudson à l'extérieur de la baie d'Ungava et à l'est de la baie d'Hudson (COSEPAC, 2010a). Selon les estimations, il y a au moins 700 rivières au Canada qui soutiennent ou qui ont soutenu des populations de saumon atlantique dans le passé (COSEPAC, 2010a).

Le saumon atlantique est une espèce itéropare, ce qui signifie qu'il peut frayer à plusieurs reprises, contrairement à la plupart des espèces de saumon du Pacifique (*Onchorhynchus spp*.), qui sont sémelpares et meurent après un événement de frai (Schaffer, 1974, dans O'Connell et coll., 2006; Flemming et Reynolds, 2004, dans O'Connell et coll., 2006). Le saumon atlantique retourne chaque année dans sa rivière natale ou son affluent de frai et présente un degré élevé de fidélité au site, malgré la réalisation de migrations à l'échelle de l'océan (COSEPAC, 2010a). Le gouvernement du Nunatsiavut a observé des migrations tardives, où le saumon ne migre parfois pas dans les rivières avant septembre (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Les femelles pondent généralement leurs œufs en juillet et août, en eau douce, en creusant un trou au fond et en déposant les œufs dans des rapides peu profonds (Clément, 1998). Si les œufs de poisson ne sont pas mangés par des prédateurs (p. ex., omble de fontaine et omble chevalier), le petit saumon migre vers la mer en octobre (Clément, 1998).
Le postsaumoneau (juvénile) et le saumon adulte migrent du nord-est de l'Amérique du Nord au printemps et en été vers les eaux au large du Labrador pour hiverner. En mer, on a constaté que les saumons adultes passent beaucoup de temps dans la partie supérieure de la colonne d'eau (Reddin, 2006). Les études de marquage des postsaumoneaux ont également montré qu'ils passent la majeure partie de leur temps près de la surface, mais qu'ils effectuent des plongées profondes, probablement à la recherche de proies (Reddin, 2006).

Pendant qu'ils sont dans les rivières, les saumoneaux mangent surtout des larves d'insectes aquatiques, y compris les phryganes et les mouches noires (Clément, 1998). Les adultes en mer consomment des euphausiacés, des amphipodes et des poissons, comme le hareng, le capelan, les petits maquereaux, le lançon et les petites morues. Le saumon ne mange pas lorsqu'il retourne à l'eau douce pour frayer (Scott et Scott, 1988). Les sources de mortalité du saumon en mer sont peu connues (Reddin, 2006), mais on sait qu'il s'agit de proies pour les phoques, les requins, le goberge et le thon ainsi que pour les oiseaux marins, comme le fou de Bassan (Montevecchi et coll., 2009; Scott et Scott, 1988). La surpêche et la pollution minière (résidus miniers) constituent d'autres menaces identifiées par la nation innue pour le

saumon atlantique (Clément, 1998).

Il y a quatre populations de saumon atlantique qui sont actuellement inscrites comme non en péril et qui sont présentes dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES : la population du Labrador, la population du nord-est de Terre-Neuve, la population du nord-ouest de Terre-Neuve et la population du sud-ouest de Terre-Neuve. La population du Nunavik se trouve également dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES et a le statut de données insuffisantes du COSEPAC. Des détails concernant les populations à risque sont fournis à la section 5.5.1.2. La population du Labrador et la population du Nunavik se reproduisent dans les rivières le long de la côte de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Les rivières le long de la côte atlantique du Labrador et du sud-ouest le long de la côte du Québec jusqu'aux rivières Napetipi sont des aires de reproduction pour la population du Labrador, tandis que la population du Nunavik se reproduit dans les rivières qui s'écoulent dans la baie d'Ungava et l'est de la baie d'Hudson (gouvernement du Canada, s.d.). Les données sur l'abondance de la population du Labrador sont limitées. Toutefois, une augmentation de 380 % du nombre d'individus matures est manifeste au cours des trois dernières générations. La population du Nunavik, séparée d'environ 650 km de la population la plus proche au sud, est la population la plus septentrionale de l'espèce en Amérique du Nord. Bien que les données limitées sur les prises par unité d'effort indiquent une augmentation de l'abondance au cours des dernières années, les tendances de l'abondance de cette population sont inconnues (gouvernement du Canada, s.d.). La population du sud-ouest de Terre-Neuve, la population du nord-est de Terre-Neuve et la population du nord-ouest de Terre-Neuve se reproduisent dans des rivières situées le long de la côte sud-ouest, nord-ouest et nord-est de Terre-Neuve, mais entreprennent de longues migrations trophiques dans l'Atlantique Nord, à titre de jeunes et d'adultes plus âgés (gouvernement du Canada, s.d.), et peuvent donc être présentes dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Bradbury et coll. (2015) indiquent que la majorité des individus de la pêche au saumon du Labrador sont des individus provenant de stocks locaux (96 % à 97 %) et que les individus de Terre-Neuve et du Québec représentent <1 %, principalement dans le sud du Labrador, ce qui est conforme à la migration par l'entremise du détroit de Belle Isle. Bradbury et coll. (2021) ont indiqué que la mer du Labrador est une importante zone d'agrégation dans l'Atlantique Nord-Ouest, qui détecte plus de 70 % des groupes de contrôle de l'Atlantique Nord-Ouest.

Dans l'évaluation du saumon atlantique de Terre-Neuve-et-Labrador en 2018, quatre rivières ont été évaluées au Labrador, à l'English River (près de Postville), à la rivière Sand Hill, au ruisseau Muddy Bay (rivière Dykes) et au ruisseau Southwest (affluent de la rivière Paradise). L'English river, la rivière Sand Hill et le ruisseau Muddy Bay ont affiché une augmentation du rendement total, tandis que le ruisseau Muddy Bay n'a présenté aucun changement par rapport aux années précédentes. Toutefois, une diminution des retours de saumon a été signalée pour les quatre rivières évaluées du Labrador (MPO, 2020b). En comparaison, l'évaluation de 2019 du saumon atlantique de Terre-Neuve-et-Labrador a révélé une diminution du total des retours (petits et grands saumons) aux quatre rivières du Labrador (MPO, 2020c).

En 1997, le gouvernement du Nunatsiavut a indiqué que l'omble et le saumon étaient capturés à l'aide de filets le long de la côte. Au printemps, des camps de pêche sur glace se trouvent à la tête de la baie d'Anaktalak. Le gouvernement du Nunatsiavut a signalé en 2007 que la pêche au saumon se déroule dans la zone de Fish Cove (West Bay) ainsi que dans la partie sud de la baie Groswater, autour de la zone de Kunnocks Cove et de Cranforhead (SEM, 2008). Le gouvernement du Nunatsiavut a observé une augmentation de l'abondance du saumon dans certains endroits ces dernières années, après une diminution il y a des années (nombre d'années non précisé) à la suite de la pêche commerciale (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Toutefois, d'autres rapports du gouvernement du Nunatsiavut indiquent une baisse récente. Par exemple, le gouvernement du Nunatsiavut a observé une réduction de l'abondance du saumon au cours des trois dernières années dans les régions entourant Snook's Cove (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Le gouvernement du Nunatsiavut effectue des relevés sur le saumon et a indiqué que, dans une étude de 2013-2014, 200 saumons ont été pris, mesurés, pesés et étiquetés en six semaines. Selon les dénombrements de saumon à la barrière, l'abondance des saumons a diminué au cours de l'été 2019 et le nombre de jeunes saumons qui retournent dans les rivières a diminué (gouvernement du Nunatsiavut, 2018; MPO, 2021a). Le gouvernement du Nunatsiavut attribue ce déclin aux changements dans les conditions de glace, à la pêche alimentaire qui comprend de nombreux filets et aux changements climatiques (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Un changement de la couleur du saumon a également été observé : elle est devenue plus pâle ces dernières années, et le changement de couleur est attribué à un changement de régime alimentaire (gouvernement du Nunatsiavut, 2018).

L'importance commerciale et traditionnelle du saumon atlantique est examinée plus en détail à la section 9.4. Le saumon atlantique est également l'une des principales espèces de l'industrie de l'aquaculture de la province ainsi qu'une espèce d'importance récréative, comme il est indiqué à la section 9.2.8 et à la section 9.3, respectivement.

5.4.2.4 Omble chevalier

L'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) a une répartition circumpolaire dans l'hémisphère nord (MPO, 2001). Les ombles sont anadromes ou des poissons d'eau douce résidents. On observe une prédominance plus élevée de poissons résidents plus au sud, tandis que les populations anadromes sont communes dans les régions nordiques (MPO, 2001). Au Labrador, la fréquence des populations anadromes augmente avec la latitude, car elles sont remplacées par la truite de mer et le saumon atlantique dans les régions méridionales (MPO, 2001).

L'omble chevalier au nord du Labrador hiverne dans les lacs et migre vers la mer avec l'écoulement printanier et la débâcle des rivières côtières (mai) (MPO, 2001; Clément, 1998). Les migrations se composent de migrants qui arrivent pour la première fois ou qui reviennent pour la première fois et dont la longueur varie entre deux et sept ans et entre 10 et 20 cm. La migration vers la mer de l'omble chevalier est courte et irrégulière : les jeunes et les adultes ne passent qu'un à quatre mois en mer, avec une période de deux mois couramment observée par la nation innue, avant de retourner en eau douce (ou à Nutshimit) (MPO, 2001; Clément, 1998). Les migrations océaniques sont également limitées dans l'espace (Layton et coll., 2020), où peu d'ombles se déplacent à moins de 100 km des rivières d'origine. Les migrations de retour ont lieu de juillet à septembre, avec un

grand omble mature qui retourne d'abord, suivi d'adultes immatures, puis de jeunes.

Dans le nord du Labrador, l'omble chevalier mûrit à des âges plus jeunes et à des tailles plus petites que les autres stocks d'omble chevalier du nord du Canada (MPO, 2001). Le frai a lieu à l'automne, à compter de la mi-octobre, dans les lacs ou les cours d'eau et ne dépend pas du type de substrat (MPO, 2001). Toutefois, la Nation innue a observé des femelles déposant leurs œufs en juin-juillet, parfois en août, sur des fonds sablonneux et rocheux à certaines décharges des lacs (Clément, 1998). Les femelles pondent environ 290 œufs par 100 g de masse corporelle (MPO, 2001). Les taux de croissance sont lents au cours de l'étape de l'eau douce du cycle de vie. La taille à l'âge adulte varie énormément en fonction de l'âge à laquelle l'omble effectue sa première migration en mer et du nombre de migrations effectuées par celui-ci (MPO, 2001). Au Labrador, l'omble femelle commence à mûrir à environ six ans, dont la plupart frayent au moins une fois avant l'âge de neuf ans (MPO, 2001).

L'omble chevalier est un prédateur opportuniste en mer, dont le régime alimentaire varie selon les zones géographiques. Dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, le lançon, les chabots, le capelan et les amphipodes hypéridés sont les quatre principales sources de proies pour l'omble chevalier (MPO, 2001). Les participants inuits de Williamson et de LIA (1997) ont indiqué que l'omble chevalier se servait davantage de lançons et de petits amphipodes pour se nourrir.

L'omble chevalier est très important pour la culture inuite du Labrador. Le gouvernement du Nunatsiavut a signalé en 2007 que la pêche à l'omble se déroule dans la zone de Fish Cove (West Bay) ainsi que dans la partie sud de la baie Groswater, autour de la zone de Kunnocks Cove et de Cranforhead (SEM, 2008). Le gouvernement du Nunatsiavut (2018) a signalé que le nombre d'ombles pris à travers la glace en hiver et au printemps a diminué considérablement au cours des 10 dernières années et a attribué le changement à la pêche commerciale dans la baie Nain et au manque de quotas ou de limites en place. En ce qui concerne les poissons en général, le gouvernement du Nunatsiavut a noté des poissons plus gros et plus abondants depuis que le MPO a accru la taille du maillage des filets plus gros il y a environ 10 à 15 ans (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Toutefois, au cours des dernières années, on a observé une réduction de l'abondance des ombles durant les mois d'été, surtout dans les zones où la pêche est intensive. Par exemple, l'omble chevalier était abondant près de Mason Island il y a quelques années, mais il a diminué depuis, et l'abondance a diminué à Saltwater Pond au cours des 15 dernières années (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Les fluctuations de l'abondance des ombles se sont produites depuis de nombreuses années et le gouvernement du Nunatsiavut se souvient des aînés qui discutent du changement de l'abondance d'une année à l'autre (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Un changement dans le mouvement de l'omble a été observé au cours de l'été au cours des cinq ou six dernières années, et l'omble demeure dans la baie au lieu de passer par la baie et de sortir en mer (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Coté et coll. (2021, cité dans MPO, 2021c), établissent un lien entre cette situation et la disponibilité du capelan (les poissons restent dans les baies si le capelan est abondant). Cela a augmenté le nombre de prises dans la baie (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). On a également observé un changement dans la taille de l'omble, passant d'environ 2,7 à 3,2 kg (6 à 7 livres) à 1,4 kg (3 livres) à certains endroits. Toutefois, le gouvernement du Nunatsiavut a également observé des ombles très grands (9 kg [20 livres]) à certains endroits (gouvernement du Nunatsiavut, 2018).

En 2009, le Conseil communautaire du NunatuKavut a signalé la pêche à l'omble chevalier à Rabbit Island, à Bob's Brook, à Traverspine River, au lac Mud, à Metchin River, à Muskrat Falls et à Gull Island (Minaskuat, 2009). Le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé que, selon la région, les populations d'ombles ont été plus élevées au cours des dernières années, mais qu'elles ont diminué récemment, sont restées stables ou même ont légèrement rebondi à certains endroits (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019). Les populations d'ombles chevaliers fluctuent pour de nombreuses raisons, dont la surpêche, les changements dans les modes de migration, la disponibilité des proies, les activités industrielles, les changements de régime et la disponibilité des proies (Clément, 1998; Dempson et coll., 2002; Layton et coll., 2020). La pêche aux ombles chevaliers du Conseil communautaire du NunatuKavut est décrite à la section 9.4.3.

L'importance commerciale et traditionnelle de l'omble chevalier est examinée plus en détail aux sections 9.2.5.4 et 9.4.

5.4.2.5 Capelan

Le capelan (*Mallotus villosus*) est une petite espèce pélagique qui a une répartition circumpolaire dans l'hémisphère nord (MPO, 2006c) et qui se trouve le long des côtes de Terre-Neuve et des Grands Bancs. Les capelans sont des membres de la famille des éperlans (Osmeridae), de couleur olive à corps allongé et présentent un dimorphisme sexuel prononcé pendant le frai. Bien que cette espèce boréale-arctique s'est adaptée pour vivre et exploiter les possibilités d'alimentation à la limite des eaux arctiques, le capelan a besoin de températures plus élevées pour réussir sa reproduction (Rose, 2005). Les populations d'eau froide ne sont pas exemptes de risques, car on a observé que le capelan meurt de froid au large du Labrador, probablement lorsqu'elles entrent en contact avec des cristaux de glace dans de l'eau surfondue (Rose, 2005).
La migration vers la côte précède le frai sur les plages ou dans les eaux plus profondes (MPO, 2006c). Le capelan roule sur des plages de sable ou de gravier fin à des températures allant de 6 °C à 10 °C. Le frai de plage est plus fréquent la nuit. Pendant le frai, la plage thermique du capelan se déplace généralement vers le haut (Rose, 2005). Le frai de plage se produit à 2 °C à 10 °C, mais le frai en eau profonde est limité à des températures de 2 °C à 7 °C, et la plupart des frais en eau profonde se produisent probablement entre 2 °C et 5 °C (Rose, 2005). Le frai de plage a été observé plus tôt dans le sud (MPO, 2018c). Les observations de la division 3LK de 2015 à 2017 ont montré que le frai de plage a eu lieu à des moments semblables et pendant des durées semblables (à l'exception du frai prolongé en 2016) (MPO, 2018c). Le savoir autochtone des Inuits du Sud du NunatuKavut ont observé qu'en 2016 et 2017, aucun capelan n'avait frayé sur leur plage pour la première fois dans l'histoire connue (MPO, 2018c). Les Capelins peuvent frayer à l'âge de deux ans et les mâles meurent habituellement après le frai. Le frai a habituellement lieu à la fin de juin et au début de juillet, bien qu'il ait été observé un peu plus tard dans les années 1990 (Carscadden et coll., 1997, 2001). Les changements dans l'écologie du capelan ont eu lieu après le déclin majeur de 1990-1991, y compris le report et la prolongation du frai (Lewis et coll., 2019). La persistance de la période de frai tardive peut entraîner une incidence profonde sur la survie des larves. La diminution du nombre d'épisodes de vent côtiers au cours des périodes de frai tardives réduit la libération de larves émergentes des sédiments de plage (Murphy et coll., 2019).

Dans la division 3LK, les échantillons biologiques des usines de transformation du poisson sont traités par la Direction des sciences du MPO depuis 1980 (MPO, 2018c). Au fil du temps, les observations ont montré que la longueur et le poids moyens du capelan mâle et femelle ont diminué. Cette observation est conforme aux observations qui ont montré un âge plus précoce de maturité et une migration retardée (Carscadden et coll., 2000; MPO, 2018c).

Les œufs de capelan ont un diamètre de 1 mm et sont fixés au substrat. L'incubation varie selon la température ambiante et dure environ 15 jours à 10 °C. Le capelan larvaire est planctonique et demeure près de la surface jusqu'au début de l'hiver. Les capelans ont une courte durée de vie (habituellement cinq ans ou moins) et l'abondance est liée à quelques classes d'âge.

Les capelans constituent des éléments majeurs de la dynamique des écosystèmes marins, car leur position dans la chaîne alimentaire transfère l'énergie entre les niveaux trophiques en convertissant la production secondaire (zooplancton) en niveaux trophiques primaires (poissons), qui alimentent ensuite un grand nombre de prédateurs (Carscadden et coll., 2013). Ils transportent également l'énergie à

travers les régions en apportant des ressources importantes à des espèces des zones côtières du Labrador, comme l'omble chevalier (MPO, 2021a). Les proies du capelan sont constituées d'organismes planctoniques composés principalement d'euphausiacés et de copépodes. L'alimentation du capelan est saisonnière et elle est intense à la fin de l'hiver et au début du printemps jusqu'au cycle de frai lorsque l'alimentation cesse. L'alimentation recommence plusieurs semaines après l'arrêt du frai.

Les prédateurs du capelan comprennent la plupart des principales espèces de poissons, dont la morue atlantique, l'aiglefin, le hareng, les espèces de poissons plats, l'aiguillat, l'omble chevalier et d'autres espèces (Dempson et coll., 2002). Plusieurs espèces de mammifères marins, dont les petits rorquals, les rorquals communs, le phoque du Groenland et le phoque annelé, ainsi qu'une variété d'espèces d'oiseaux marins, attaquent également le capelan. Il est considéré comme une espèce charognard clé (MPO, 2018c). Par conséquent, la gestion des pêches au capelan a tendance à être conservative en raison du rôle de premier plan du capelan dans l'écosystème marin.

Carscadden et coll. (2013) ont examiné les recherches menées sur le capelan dans trois zones (mer de Barents, autour de l'Islande et au large de l'est de Terre-Neuve-et-Labrador). Bien que des changements dans la répartition aient été observés dans chaque secteur, le moment et le degré des changements ont varié. Les changements dans la zone de Terre-Neuve-et-Labrador ont été les plus extrêmes.
Bien qu'un certain nombre de raisons aient été avancées pour expliquer ce changement de répartition (p. ex., diminution du nombre de prédateurs de poissons, changements dans les concentrations de plancton, température de l'eau), la cause exacte demeure inconnue (Carscadden et coll., 2013).

Dans les années 1930, le capelan a subi des changements considérables dans la répartition, la taille et l'âge à la maturité ainsi que le temps et la durée du frai (Carscadden et coll., 1997). Ensemble, ces changements représentent des réponses biologiques à un environnement plus froid et moins favorable. Le capelan évite l'eau froide de l'Arctique où la faune de copépodes est dominée par *Calanus hyperboreus* et *Metridia longa* (Anderson et coll., 2002). Il semble y avoir un retard dans la réponse de répartition du capelan à l'amélioration des conditions environnementales et alimentaires (Anderson et coll., 2002). En général, à mesure que la température de l'eau augmente, on peut s'attendre à des déplacements vers le nord de la répartition du capelan, avec l'abandon de terrains plus au sud (Rose, 2005). On peut donc s'attendre à ce que les changements dans la répartition du capelan aient une incidence directe sur les nombreuses espèces qui le mangent. Au début des années 1990, le capelan a présenté des changements à grande échelle dans sa répartition à l'intérieur et à l'extérieur de sa plage normale qui ont été liés à des températures océaniques plus froides (Carscadden et coll., 2002). Durant cette période, le capelan a essentiellement disparu de la division 2J de l'OPANO, adjacente à la côte du Labrador, pour occuper une zone située au sud de la division, soit au nord des Grands Bancs (Carscadden et coll., 2001).

Le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé une diminution du nombre et de la taille du capelan au cours des dernières décennies (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019). La plage du capelan est également réduite, et il semble que le capelan ne reste pas aussi longtemps qu'il l'a fait auparavant. Le déclin de la population peut être attribuable à la surpêche dans les années 1980 et à la poursuite de la pêche du capelan après l'arrêt de la pêche à la morue, plutôt qu'à la dégradation de l'habitat. Le roulement n'a pas été observé ces dernières années. Le Conseil communautaire du

NunatuKavut a observé que les oiseaux marins et les mammifères accompagnaient les roulements qui se déroulaient pendant des semaines (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019). La pêche aux capelans du Conseil communautaire du NunatuKavut est décrite à la section 9.4.3.

Le gouvernement du Nunatsiavut a observé une augmentation de l'abondance du capelan dans la baie Nain au cours des dernières années, et le capelan a été observé à mi-chemin dans la baie ainsi que dans les eaux peu profondes (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Toutefois, les rapports sur l'abondance du capelan par rapport à il y a de nombreuses années indiquent une baisse. Le gouvernement du Nunatsiavut s'est dit préoccupé par les effets en cascade que cela risque d'entraîner sur d'autres animaux marins qui comptent sur le capelan comme principale source de nourriture (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). De plus, on a observé que le capelan se déplace plus au nord qu'il y a de nombreuses années, ce qui est attribuable au changement de température (gouvernement du Nunatsiavut, 2018).

5.4.2.6 Requin du Groenland

Le requin du Groenland (*Somniosus microcephalus*) est une grande espèce pélagique épibenthique qui est commune dans le détroit d'Hudson, la mer du Labrador, la baie de Baffin et le détroit de Davis près des côtes et au large (Coad et Reist, 2004). Dans l'Atlantique Nord, on trouve des requins du Groenland de Lancaster Sound au sud jusqu'à la plate-forme Scotian, et parfois plus au sud dans le golfe du Maine. Une étude de marquage réalisée par Campana et coll. (2015a) a montré que les déplacements du requin du Groenland sont plus importants que prévu. Les requins marqués aux fins d'étude ont parcouru au moins 300 km sur une période d'un à deux mois. La distance moyenne parcourue était de 1 015 km sur une période de cinq mois. L'espèce se trouve à de profondeurs d'eau moindres jusqu'à 1 067 m de profondeur (Coad et Reist, 2004). On a trouvé des requins dans les eaux arctiques à une température moyenne de 2,7 °C, tandis que les requins dans les eaux de l'Atlantique ont été trouvés dans des eaux à une température moyenne de 7,9 °C (Campana et coll., 2015a). Le requin du Groenland est un mélange de chasseurs et de prédateurs qui se nourrissent de mammifères marins, de poissons et d'invertébrés (Coad et Reist, 2004; MPO, 2021a). Lydersen et coll. (2016) ont découvert que les requins étudiés en Norvège ont des tissus de phoques et de petits rorquaux dans leur tractus intestinal, alors que leurs principales sources alimentaires étaient la morue atlantique, le loup atlantique et l'aiglefin.
La longueur corporelle à maturité des mâles est d'environ 2,8 m pour les mâles et de 4,2 m pour les femelles (Nielsen et coll., 2013). Les requins du Groenland sont ovovivipares et peuvent avoir entre 200 et 324 petits par grossesse, selon la taille de la femelle (Nielsen et coll., 2013).

Les requins du Groenland sont des prises accessoires importantes capturées dans les pêches commerciales à la palangre pour le flétan noir (Coad et Reist, 2004).

5.4.2.7 Requin bleu

Les requins bleus (*Prionace glauca*) sont très répandus, très migrateurs et se retrouvent partout dans les océans tempérés et tropicaux du monde, généralement dans les eaux de surface extracôtières (COSEPAC, 2006a). Il s'agit du grand requin pélagique le plus fréquemment capturé dans l'Atlantique Nord (Campana et coll., 2011). L'âge à maturité pour les mâles est d'environ quatre à six ans et d'environ

cinq à sept ans pour les femelles (Campana et coll., 2015b). Les requins bleus s'accouplent habituellement du printemps au début de l'été (COSEPAC, 2006a). La femelle peut stocker le sperme pendant des mois à des années en attendant l'ovulation. La période de gestation dure de 9 à 12 mois, et la naissance se produit habituellement du printemps à l'automne. Les requins bleus sont vivipares (portant des jeunes vivants) avec des portées généralement composées de 25 à 50 petits (Campana et coll., 2015b). La longueur des nouveau-nés est en moyenne de 40 à 50 cm. Quatre à cinq ans sont nécessaires pour atteindre une longueur de 193 à 210 cm. Les indices d'abondance fondés sur les taux de prise dans ou près des eaux canadiennes montrent des taux de déclin variables de requins bleus de près de 0 % à 53 % depuis le milieu des années 1990 (COSEPAC, 2006a). Les requins bleus sont des prédateurs opportunistes et se nourrissent de poissons osseux, de calmars, d'oiseaux et de charogne de mammifères marins.

Les requins bleus se trouvent généralement dans les eaux extracôtières à des profondeurs pouvant atteindre 350 m en été et en automne, soit de juin à octobre. Leur présence dans les eaux côtières de la Terre-Neuve-et-Labrador est très fréquente pendant les mois d'été (MPO, 2021c). Howey et coll. (2017) ont étudié les déplacements des requins bleus dans l'océan Atlantique. Ils ont observé que les comportements verticaux des requins variaient selon les endroits. Les requins bleus du plateau continental utilisent considérablement plus la profondeur, y compris des augmentations de la fréquence de plongée profonde par rapport aux périodes d'agrégation au plateau continental (Howey et coll., 2017). On a également observé que les requins bleus présentent une structuration spatiale et une ségrégation selon le sexe et la taille (Howey et coll., 2017; Vandeperre et coll., 2014). On les trouve dans l'eau à des températures de 5,6 °C à 28 °C, mais ils préfèrent les températures de 8 °C à 16 °C. On croit que la température est un facteur principal de la migration (COSEPAC, 2006a). Les eaux canadiennes fournissent un habitat à des individus principalement immatures, bien que des espèces matures soient parfois observées (COSEPAC, 2006a).

Le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé que les requins (espèce non précisée) sont abondants et peuvent être pris dans des filets de pêche à la truite et au phoque (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019).

5.4.2.8 Autres poissons

L'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) est anadrome, et les femelles pondent leurs œufs vers juin-juillet dans de l'eau peu profonde (60 cm) sur un substrat mélange de sable et de petites pierres au fond des ruisseaux, des petits lacs ou de leurs entrées. Son régime alimentaire comprend les petits poissons, les œufs de poisson, les invertébrés et les petits ou les jeunes mammifères ou oiseaux. Les menaces pour cette espèce soulevées par la nation innue comprennent la surpêche et les résidus miniers (Clément, 1998). Le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) peut migrer de grandes distances pour frayer, mais il n'est pas anadrome. Il fraye à la fin de l'été, entre août et octobre. Les femelles déposent leurs œufs sur des fonds sablonneux, dans des eaux profondes et intérieures. Les œufs de poisson sont mangés par l'omble de fontaine. Le corégone migre vers les eaux côtières au printemps (mai ou juin). La pollution est une menace soulevée par la nation innue (Clément, 1998).

Dans plusieurs endroits du sud du Labrador, le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé peu

de bars rayés en 2018, mais de nombreux bars en 2017 (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019). Le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé moins de truites, ou aucun changement dans l'abondance de la truite par rapport aux dernières années, selon l'emplacement géographique au Labrador. Toutefois, dans certains endroits, le Conseil communautaire du NunatuKavut a signalé qu'il est difficile de mesurer la pêche parce que la saison de pêche de la truite est trop tardive et que la truite migre avant que sa pêche soit permise (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019). Le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé moins d'éperlans ces dernières années dans certains endroits du sud du Labrador (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019).

Le gouvernement du Nunatsiavut a signalé que l'éperlan et la truite du lac Miran sont souvent des proies du phoque et, ces dernières années, ont observé une réduction de l'abondance de la truite et de l'éperlan dans les régions entourant Snook's Cove et dans les étangs près de Rigolet (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). On a également observé une diminution de l'abondance et de la taille de la truite dans la zone de Goose Brook (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). On a également observé une augmentation de l'abondance du crapet-soleil dans la région de Postville, ce qui semble inhabituel et a été attribué à la migration de méduses le long de la côte du Labrador (gouvernement du Nunatsiavut, 2018).

5.4.3 Contraintes de données pour les poissons marins

Il y a une variété d'incertitudes qui peuvent influer sur les renseignements fournis sur certaines espèces dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Deux zones qui ne sont pas bien étudiées comprennent les zones océaniques profondes et les zones côtières (MPO, 2021a). Les descriptions et les détails sur une variété d'espèces sont limités, y compris des renseignements incomplets sur les cycles biologiques. L'incidence des variations environnementales (en particulier les variations de température) sur la mortalité naturelle, la production et le recrutement est mal comprise. Les espèces non commerciales ont plus de contraintes de données, particulièrement en ce qui concerne leur cycle biologique et leur écologie dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, y compris les lieux de frai, l'abondance et la répartition, car il y a eu peu d'études scientifiques menées. Les renseignements sur la biologie, le cycle biologique et l'écologie sont souvent déduits à partir de recherches menées dans d'autres domaines. Bien que les renseignements fournissent un fondement sur lequel on peut s'appuyer, ils ne sont pas propres à une région, et des différences peuvent survenir.

Il existe également des contraintes de données liées au mouvement des poissons dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. La plupart des connaissances proviennent des données sur la pêche commerciale, qui sont souvent regroupées dans les divisions de l'OPANO utilisées dans le cadre de la gestion des pêches (c.-à-d. 2J3KL). De plus, la répartition des œufs de poisson et des larves dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES n'est pas bien comprise. Il s'agit d'un stade de vie important pour les espèces de poissons au large des côtes, et il y a actuellement peu de recherches à ce sujet.

Les changements climatiques et les répercussions propres aux espèces constituent un autre domaine de recherche en évolution. Les événements environnementaux qui peuvent être liés au changement

climatique ont le potentiel de modifier la répartition, la santé et le succès global des espèces, et il faut intégrer davantage de recherche et de surveillance pour surveiller ces effets à mesure que le climat évolue au fil du temps.

Bien qu'il y ait des lacunes ou des contraintes en matière de données, leur relation avec les activités pétrolières et gazières extracôtières dépend de la nature et du moment de l'activité particulière, et le besoin de recueillir des données supplémentaires est déterminé à l'étape de l'EE propre au projet. Chaque EE propre au projet doit consulter le MPO et les groupes de l'industrie, comme le Conseil des allocations aux entreprises d'exploitation du poisson de fond, au sujet des plans de l'année en cours pour les secteurs pertinents.

5.5 ESPÈCES EN PÉRIL ET ESPÈCES PRÉOCCUPANTES SUR LE PLAN DE LA CONSERVATION

Un certain nombre d'espèces de poissons se trouvent dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, qui ont des degrés divers de préoccupation sur le plan de la conservation. Cela comprend les espèces qui ont reçu une protection fédérale formelle en vertu de la LEP, ou la protection provinciale en vertu de l'*Endangered Species Act* (ESA) de Terre-Neuve-et-Labrador. Aux fins de la mise à jour de l'EES, les EEP comprennent les espèces désignées et officiellement protégées en vertu des règlements provinciaux et fédéraux, ou des deux, y compris l'ESA de Terre-Neuve-et-Labrador et la LEP, respectivement. Les espèces préoccupantes sur le plan de la conservation comprennent les espèces désignées comme étant en voie de disparition, menacées ou préoccupantes par le COSEPAC.

Au moment de la rédaction du présent document, il y a cinq espèces de poissons et 30 espèces préoccupantes sur le plan de la conservation qui peuvent être présentes dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Leur statut de protection et de conservation figure au tableau 5.7.

Tableau 5.7 Espèces inscrites qui peuvent être présentes dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES

Nom commun	Nom scientifique	Statut en vertu de l'annexe 1 de la LEP	Désignation du COSEPAC	Désignation en vertu de l'ESA de T.-N.-L.
Sébaste acadien	*Sebastes fasciatus*	Aucun statut	Menacée	Non inscrite
Anguille d'Amérique	*Anguilla rostrata*	Aucun statut	Menacée	Vulnérable
Plie canadienne (population de T.-N.-L.)	*Hippoglossoides platessoides*	Aucun statut	Menacée	Non inscrite
Thon rouge de l'Atlantique	*Thunnus thynnus*	Aucun statut	En voie de disparition	Non inscrite
Morue atlantique (population de T.-N.-L.)	*Gadus morhua*	Aucun statut	En voie de disparition	Non inscrite

Tableau 5.7 Espèces inscrites qui peuvent être présentes dans la zone du plateau

Nom commun	Nom scientifique	Statut en vertu de l'annexe 1 de la LEP	Désignation du COSEPAC	Désignation en vertu de l'ESA de T.-N.-L.
Saumon atlantique (population du sud de Terre-Neuve)	*Salmo salar*	Aucun statut	Menacée	Non inscrite
Saumon atlantique (population de la Gaspésie et du sud du golfe du Saint-Laurent)	*Salmo salar*	Aucun statut	Préoccu pante	Non inscrite
Saumon atlantique (population de la baie de Fundy)	*Salmo salar*	Aucun statut	En voie de disparition	Non inscrite
Saumon atlantique (population de l'est du Cap-Breton)	*Salmo salar*	Aucun statut	En voie de disparition	Non inscrite
Saumon atlantique (population des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse)	*Salmo salar*	Aucun statut	En voie de disparition	Non inscrite
Saumon atlantique (population de la côte nord-est du Québec)	*Salmo salar*	Aucun statut	Préoccu pante	Non inscrite
Saumon atlantique (population de la côte nord-ouest du Québec)	*Salmo salar*	Aucun statut	Préoccu pante	Non inscrite
Saumon atlantique (population de l'île d'Anticosti)	*Salmo salar*	Aucun statut	En voie de disparition	Non inscrite
Loup atlantique	*Anarhichas lupus*	Préoccupant (en cours d'examen aux fins de changement de statut)	Préoccu pante	Non inscrite
Requin pèlerin (population de l'Atlantique)	*Cetorhinus maximus*	Aucun statut	Préoccu pante	Non inscrite
Brosme	*Brosme brosme*	Aucun statut	En voie de disparition	Non inscrite
Lompe	*Cyclopterus lumpus*	Aucun statut	Menacée	Non inscrite
Sébaste atlantique (population du Nord)	*Sebastes mentella*	Aucun statut	Menacée	Non inscrite
Loup à tête large	*Anarhichas denticulatus*	Menacé (en cours d'examen aux fins de changement de statut)	Menacée	Non inscrite
Requin-taupe commun	*Lamna nasus*	Aucun statut	En voie de disparition	Non inscrite
Grenadier de roche	*Coryphaenoides rupestris*	Aucun statut	En voie de disparition	Non inscrite
Raie à queue de velours (population profonde de l'île	*Malacoraja senta*	Aucun statut	En voie de	Non inscrite

Tableau 5.7 Espèces inscrites qui peuvent être présentes dans la zone du plateau

Funk)			disparition	
Requin-taupe bleu (population de l'Atlantique)	*Isurus oxyrinchus*	Aucun statut	En voie de disparition	Non inscrite
Aiguillat commun (population de l'Atlantique)	*Squalus acanthias*	Aucun statut	Préoccu pante	Non inscrite

Nom commun	Nom scientifique	Statut en vertu de l'annexe 1 de la LEP	Désignation du COSEPAC	Désignation en vertu de l'ESA de T.-N.-L.
Loup tacheté	*Anarhichas minor*	Menacé (en cours d'examen aux fins de changement de statut)	Menacée	Non inscrite
Raie épineuse	*Amblyraja radiata*	Aucun statut	Préoccu pante	Non inscrite
Merluche blanche (population de l'Atlantique et du nord du golfe du Saint-Laurent)	*Urophycis tenuis*	Aucun statut	Menacée	Non inscrite
Requin blanc (population de l'Atlantique)	*Carcharodon carcharias*	En voie de disparition	En voie de disparition	Non inscrite
Raie tachetée (population de l'est de la plate-forme Scotian et de Terre-Neuve)	*Leucoraja oscellata*	Aucun statut	En voie de disparition	Non inscrite
Remarques : Données du registre de la LEP (http://sararegistry.gc.ca/sar/index/default_f.cfm) en date d'octobre 2020. À l'exception du thon rouge de l'Atlantique et du requin-taupe bleu (population de l'Atlantique), les espèces qui n'ont pas de statut en vertu de l'annexe 1 de la LEP sont à l'étude en vue d'être ajoutées (conformément au registre de la LEP).				

Bien que les renseignements contenus dans le tableau 5.7 soient considérés comme étant à jour au moment de la rédaction du présent document, les lecteurs doivent savoir que les dispositions et les listes connexes peuvent changer avec le temps en raison des facteurs influant sur la santé et l'état des espèces. Par conséquent, de nouvelles espèces peuvent être ajoutées à l'annexe 1 de la LEP, et de nouveaux programmes de rétablissement, plans d'action ou plans de gestion peuvent être publiés ou mis à jour avec les renseignements les plus à jour sur certaines espèces. Il peut s'agir de renseignements comme des statistiques démographiques mises à jour et des habitats essentiels nouvellement déterminés ou appliqués. Par conséquent, il est important de consulter le registre public de la LEP au cours des EE propres à un projet, afin d'obtenir les renseignements à jour sur les espèces de poisson protégées juridiquement au Canada.

Bien qu'il y ait plusieurs espèces qui ont été déterminées comme préoccupantes sur le plan de la conservation et qui peuvent exister dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, l'annexe 1 de la LEP est le mécanisme qui fournit une protection juridique aux espèces qui sont inscrites à la Loi. La section qui suit décrit ces espèces et fournit des renseignements à jour sur l'état actuel de l'espèce ainsi que les stratégies de rétablissement, les plans d'action ou les plans de gestion nouveaux ou mis à jour qui ont été publiés pour l'espèce depuis la publication du rapport d'EES initial.

5.5.1 Espèces en péril

5.5.1.1 Loup (atlantique, à tête large et tacheté)

Loup atlantique

Le loup atlantique (*Anarhichas lupus*) peut se trouver dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES et habite généralement le fond marin à des profondeurs inférieures à 100 à 400 m à des températures allant de -0,5 °C à 6,5 °C (COSEPAC, 2012a). Le loup est présent du détroit de Davis et du nord du Labrador jusqu'au sud des Grands Bancs et au bonnet Flamand (Simpson et coll., 2012). Le loup atlantique occupe des eaux moins profondes que le loup à tête large et le loup tacheté (Simpson et coll., 2014). Les relevés du printemps (de 1971 à 2012) et de l'automne (de 1977 à 2011) du MPO montrent une concentration persistante de cette espèce au nord des Grands Bancs, au bonnet Flamand et aux plateaux nord-est de Terre-Neuve-et-Labrador, tandis que d'autres espèces de loups (à tête large et tachetés) montrent des concentrations au nord des Grands Bancs (MPO, 2013c; Simpson, 2014). Les données tirées des relevés multiespèces du navire de recherche du MPO (de 1981 à 1995 et de 1995 à 2017) mettent en évidence l'importance des régions nordiques pour le loup atlantique et la difficulté d'échantillonner l'habitat préféré de l'espèce (habitats complexes et rocheux) peut fournir une image incomplète de leur répartition (Wells et coll., 2021).

Le loup atlantique, juvénile et adulte, se trouve sur une variété de substrats. Le loup atlantique se nourrit surtout d'invertébrés (85 %), notamment de buccins, d'oursins, de bernard-l'ermite, de crabes et de pétoncles. Une plus petite partie de son régime alimentaire est constituée de poissons où la proie principale est le sébaste (COSEPAC, 2012a).

Les déplacements du loup changent en fonction des saisons (Simpson et coll., 2014). Au printemps et en été, on le trouve fréquemment en pleine mer, de jour comme de nuit. À l'automne et en hiver, on a observé que le loup est actif quelques heures par jour, généralement à l'aube et au crépuscule. On croit que l'activité accrue au printemps et en été est liée à des températures de l'eau plus chaudes et à une disponibilité accrue des proies. Les mouvements pendant l'automne et l'hiver du loup atlantique laissent croire que les habitudes d'alimentation sont liées au mouvement vertical des espèces de proies à l'aube et au crépuscule (Simpson et coll., 2014). Des mouvements ont également été observés par rapport à la taille, où les individus plus grands parcourent des distances supérieures à 20 km, et les poissons de petite et moyenne taille restent dans une zone de 4 à 20 km (Simpson et coll., 2014).

À l'automne, le loup atlantique effectue de courtes migrations vers les frayères, qui sont généralement des habitats de pierres et de grottes dans les eaux peu profondes (COSEPAC, 2012a). Les œufs et les larves peuvent être présents au fond de la mer de l'automne jusqu'au début de l'hiver. Les œufs sont déposés dans des espaces étroits et des crevasses de substrats rocheux et sont protégés par les mâles jusqu'à ce qu'ils éclosent. Le loup atlantique juvénile est capable d'une grande dispersion, tandis que les adultes sont sédentaires (COSEPAC, 2012a; Simpson et coll., 2014). On estime que le nombre d'individus de loup atlantique dans les eaux canadiennes dépasse 49 millions, dont plus de 5 millions d'individus matures (COSEPAC, 2012a). Dans les eaux canadiennes, l'abondance des individus matures a diminué de 87 % depuis 1970, tandis que l'abondance des individus immatures a augmenté au cours de la même période (LGL, 2014).

L'abondance de loups atlantiques dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et de l'Arctique est stable depuis le milieu des années 2000 (MPO, 2014a). Le loup atlantique est inscrit comme espèce préoccupante à l'annexe 1 de la LEP et par le COSEPAC. Bien qu'il n'y ait pas de pêche dirigée du loup atlantique dans les eaux canadiennes, les prises accessoires sont considérées comme la principale

cause de mortalité, et le chalutage et le dragage peuvent aussi modifier l'habitat du loup (MPO, 2013c). En outre, les relevés sismiques; les activités pétrolières et gazières; les boues d'épuration; les déchets de poisson; les déblais, les câbles et les pipelines de dragage; la pollution marine et terrestre; le changement climatique mondial; et la mortalité naturelle ont été soulevés comme des menaces possibles pour le loup atlantique (MPO, 2013c). Un plan de gestion a été élaboré pour le loup atlantique (MPO, 2020d). En 2015, le loup atlantique a été classé dans la liste rouge de l'Union mondiale pour la nature (UICN) comme étant insuffisant en matière de données (Collette et coll., 2015a).

Au moment de la rédaction du présent document, aucun habitat essentiel n'a été décelé ou établi pour le loup atlantique. Toutefois, en raison de similitudes entre les espèces, on peut supposer que le loup atlantique occupe probablement des zones semblables à celles du loup tacheté.

Loup à tête large

Le loup est présent du détroit de Davis et du nord du Labrador jusqu'au sud des Grands Bancs et au bonnet Flamand (Simpson et coll., 2012). À Terre-Neuve, le loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*) se trouve dans les eaux profondes (150 à 1 000 m) le long du plateau continental au printemps et à l'automne. Les zones profondes le long du versant du plateau continental constituent un habitat important pour le loup à tête large (Wells et coll., 2021). Les relevés annuels du MPO au printemps (de 1971 à 2012) et à l'automne (de 1977 à 2011) montrent des concentrations persistantes de loup à tête large du nord des Grands Bancs, dans le plateau nord-est de Terre-Neuve jusqu'aux plateaux du sud du Labrador (MPO, 2013c, 2020d; Simpson et coll., 2013). Les relevés au chalut de fond indiquent que le loup à tête large est absent des relevés à l'extrême sud et que, lorsqu'il est pris, cela se produit le long du versant du plateau des Grands Bancs et du chenal Laurentien (Simpson et coll., 2013).

Les eaux de Terre-Neuve-et-Labrador sont au centre de l'aire de répartition de cette espèce, avec leurs densités les plus élevées et leur plus grande répartition aux plateaux du nord-est de Terre-Neuve et du sud du Labrador (MPO, 2013c).

Avant le déclin du loup à tête large, il était pris dans des zones qui contiennent différents types de substrat. On le trouve maintenant le plus souvent sur le sable et le débris de coquillages (COSEPAC, 2012b). Les relevés scientifiques effectués dans des parties de l'aire de répartition de l'Atlantique Ouest indiquent une diminution de l'abondance du loup à tête large au cours des 20 dernières années. Depuis les années 1990, l'effort de pêche a diminué et, depuis 2003, il y a eu une libération obligatoire du loup à tête large dans la division ZEE du Canada, ce qui a entraîné une diminution des mortalités liées à la pêche (Collins et coll., 2015).

Le loup à tête large est une espèce benthopélagique qui se nourrit d'invertébrés pélagiques ressemblant à des méduses (p. ex., des groseilles de mer comme *Beroe cucumis*), mais qui vit en haute mer (commentaire personnel de C. Miri, 2021, dans MPO, 2021c; COSEPAC, 2012b). Le frai se produit à la fin de l'année, les femelles pondant jusqu'à 27 000 œufs de fond de mer. L'espèce mûrit à l'âge de cinq ans ou plus. Il s'agit d'une espèce non migratrice qui ne se rassemble pas en bancs, qui est territoriale et qui fait des nids dans lesquels elle protège ses œufs.

L'abondance de loup à tête large dans les eaux de l'Atlantique et de l'Arctique canadien est stable depuis le milieu des années 2000, bien que son nombre soit demeuré faible dans la division 2J3K de l'OPANO, où l'on a retrouvé la majorité de la population (MPO, 2013c). Le loup à tête large est inscrit comme espèce menacée à l'annexe 1 de la LEP et par le COSEPAC. On croit que les prises accessoires des pêches sont la principale cause de mortalité du loup à tête large, et les pêches de fond ont aussi le potentiel de modifier l'habitat du loup (MPO, 2013c). Parmi les autres menaces possibles pour le loup à tête large, mentionnons : les relevés sismiques; les activités pétrolières et gazières; les boues d'épuration; les déchets de poisson; les déblais, les câbles et les pipelines de dragage; la pollution marine et terrestre; le changement climatique mondial; et la mortalité naturelle (MPO, 2013c). En 2015, le loup à tête large a été classé dans la liste rouge de l'UICN comme étant en voie de disparition (Collette et coll., 2015b).

L'habitat essentiel du loup à tête large a été déterminé dans le cadre d'un programme de rétablissement (MPO, 2020d). L'*Arrêté visant l'habitat essentiel du loup à tête large (Anarhichas denticulatus)* (Enregistrement DORS/2020-185) a été promulgué dans la Partie II de la Gazette du Canada le 16 septembre 2020 (gouvernement du Canada, 2020). Cet habitat essentiel chevauche des parties de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES et est illustré à la figure 5-9. Un plan d'action a été publié pour le loup à tête large (MPO, 2020e).

Loup tacheté

Le loup est présent du détroit de Davis et du nord du Labrador jusqu'au sud des Grands Bancs et au bonnet Flamand (Simpson et coll., 2012). Le loup tacheté (*Anarhichas minor*) se trouve dans les eaux de Terre-Neuve-et-Labrador, y compris dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. L'aire de répartition principale de l'espèce se compose de l'ouest du Groenland jusqu'aux Grands Bancs (COSEPAC, 2012c). Les relevés annuels du MPO au printemps (de 1971 à 2012) et à l'automne (de 1977 à 2011) montrent des concentrations persistantes de loup tacheté au nord des Grands Bancs, au plateau du Labrador et au bonnet Flamand (MPO, 2013d, 2020; Simpson et coll., 2013). Les relevés au chalut de fond dans toute la division 3K de l'OPANO avaient des densités faibles (Simpson et coll., 2013). Comme le loup à tête large, les eaux de Terre-Neuve-et-Labrador sont au centre de l'aire de répartition de l'espèce (MPO, 2013d).

L'espèce est communément présente dans le fond marin à des profondeurs de 50 à 800 m. L'espèce préfère un substrat de sable grossier et un mélange de sable et de coquillages avec des roches pour former un abri. Dans les eaux au large de Terre-Neuve, le loup tacheté se trouve en eau profonde, dans une plage de température de l'eau comprise entre -1 °C et 6 °C, et on croit que la température est un facteur limitatif de leur répartition. Le loup tacheté croît plus lentement que les autres espèces de loup. Les femelles atteignent la maturité à sept ans, et le frai a lieu durant l'été jusqu'à la fin de l'automne ou au début de l'hiver. Environ 50 000 gros œufs sont pondus sur le fond de mer et sont protégés par le mâle jusqu'à leur éclosion (COSEPAC, 2012c).

L'abondance de loup tacheté dans les eaux de l'Atlantique et de l'Arctique canadien est stable depuis le milieu des années 2000, bien que son nombre soit demeuré faible dans la division 2J3K de l'OPANO, où l'on a retrouvé la majorité de la population (MPO, 2013d). Le loup tacheté est inscrit comme espèce menacée à l'annexe 1 de la LEP et par le COSEPAC. On croit que les prises accessoires des pêches sont la principale cause de mortalité du loup tacheté, et les pêches de fond ont aussi le potentiel de modifier l'habitat du loup (MPO, 2013d). Depuis les années 1990, l'effort de pêche a diminué et, depuis 2003, il y a eu une libération obligatoire du loup tacheté dans la division ZEE du Canada, ce qui a entraîné une diminution des mortalités liées à la pêche (Collins et coll., 2015). Les relevés sismiques; les activités pétrolières et gazières; les boues d'épuration; les déchets de poisson; les déblais, les câbles et les pipelines de dragage; la pollution marine et terrestre; le changement climatique mondial; et la mortalité naturelle ont également été soulevés comme des menaces possibles pour le loup tacheté (MPO, 2013c). En 2015, le loup tacheté a été classé dans la liste rouge de l'UICN comme étant quasi menacé (Collette et coll., 2015c).

L'habitat essentiel du loup tacheté a été déterminé dans le cadre d'un programme de rétablissement (MPO, 2020d). L'*Arrêté visant l'habitat essentiel du loup tacheté (Anarhichas minor)*

(Enregistrement DORS/2020-186) a été promulgué dans la Partie II de la Gazette du Canada le 16 septembre 2020 (gouvernement du Canada, 2020). Cet habitat essentiel chevauche des parties de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, comme le montre la figure 5-6. Un plan d'action a été publié pour le loup tacheté (MPO, 2020f).

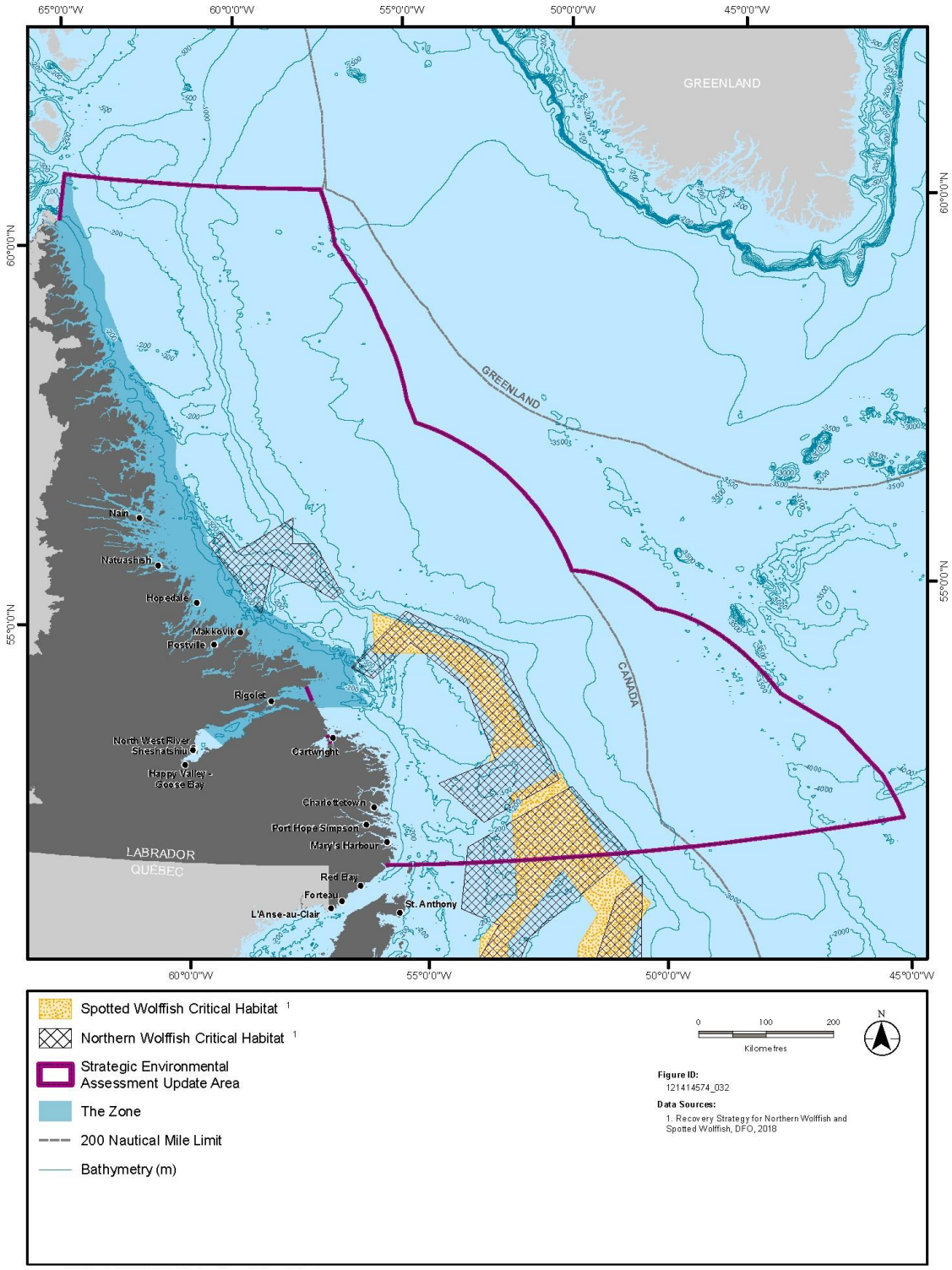

Figure 5-9 Emplacement de l'habitat essentiel défini pour le loup à tête large et le loup tacheté

5.5.1.2 Saumon atlantique

Des renseignements sur le cycle biologique et la biologie du saumon atlantique sont fournis à la section 5.4.2.3. Il y a neuf populations de saumon atlantique qui sont énumérées comme étant des espèces en péril susceptibles d'être présentes dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, et celles-ci sont présentées au tableau 5.5 avec leur inscription. Parmi ces dernières, la population de l'intérieur de la baie de Fundy est la seule qui figure à l'annexe 1 de la LEP. Les études de marquage ont montré que cette population entreprend plus de migrations localisées que d'autres populations du Canada atlantique (Lacroix, 2013), bien qu'elle ait toujours le potentiel de n'être présente qu'à titre d'espèce transitoire dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. En tant que seule population inscrite à la LEP, l'habitat essentiel a été désigné conformément à l'*Arrêté visant l'habitat essentiel du saumon atlantique (Salmo salar) population de l'intérieur de la baie de Fundy* (DORS-2019-322) (gouvernement du Canada, 2019). Une stratégie de rétablissement a été publiée en 2010 (MPO, 2010a) et un plan d'action a été publié en 2019 (MPO, 2019c).

Comme il est indiqué à la section 5.4.2.3, il y a d'autres populations de saumons qui se trouvent dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES et qui ne sont pas actuellement considérées comme des espèces en péril ou comme insuffisantes en matière de données. Il a été démontré que les populations de saumons du Canada atlantique et originaires des États-Unis d'Amérique (Conseil international pour l'exploration de la mer [ICES], 2021) migrent le long de la côte du Labrador vers le Groenland ou la mer du Labrador jusqu'à l'hiver (p. ex., Lacroix, 2013). Comme il est décrit à la section 5.4.2.3, la mer du Labrador a été déterminée comme une zone d'agrégation importante pour plusieurs populations de saumons atlantiques en provenance de l'Amérique du Nord et de l'Europe (Bradbury et coll., 2021).

La stratégie de rétablissement publié pour le saumon atlantique de la population de l'intérieur de la baie de Fundy en 2010 a permis de déterminer l'habitat essentiel dans les milieux d'eau douce situés en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick et bien à l'extérieur de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Aucune zone d'habitat essentiel marin n'a été déterminée pour cette espèce en raison de l'incertitude quant à la répartition et à l'utilisation de l'habitat de l'espèce dans les milieux marins (MPO, 2010a).

Les menaces pour le saumon atlantique comprennent le changement climatique, les changements dans les écosystèmes océaniques, la pêche (commerciale, de subsistance, récréative et illégale), les barrages et d'autres obstacles dans l'eau douce, l'agriculture, l'urbanisation, l'acidification, l'aquaculture et les espèces envahissantes (COSEPAC, 2010a).

5.5.1.3 Requin blanc

Dans le Canada atlantique, les registres témoignent d'observations de requins blancs dans la partie nord-est du plateau de Terre-Neuve, le détroit de Belle Isle, le Banc de Saint-Pierre, le Banc de l'Île de Sable, le Banc de Forchu Misaine, la baie St Margaret au large du cap LaHave, la baie de Passamaquoddy, la baie de Fundy, le détroit de Northumberland et dans le chenal Laurentien (COSEPAC, 2006b). Au cours des dernières années, OCEARCH a mené un programme de marquage

en Nouvelle-Écosse au large du Cap-Breton et près des îles LaHave. Ces zones semblent être des points chauds pour les requins blancs pendant l'été et l'automne (OCEARCH, 2020). Ils peuvent être présents dans la zone du plateau du Labrador mise à jour de l'EES. Le requin blanc peut être présent de l'eau de la surface jusqu'à une profondeur de 1 300 m. Il est très mobile et migre de manière saisonnière (COSEPAC, 2006b). Les individus du Canada atlantique sont probablement des migrants saisonniers appartenant à une population étendue de l'Atlantique Nord-Ouest (COSEPAC, 2006b). Il semble que les requins blancs entreprennent une migration saisonnière nord-sud, où ils passent les mois d'hiver au large de la Géorgie, de la Floride et dans le golfe du Mexique, tandis qu'ils passent les mois d'été au large du Massachusetts et du Canada atlantique. On suppose que la migration est motivée par les préférences environnementales (p. ex., la température) ainsi que par la disponibilité des proies (Curtis et coll., 2014).

Les femelles sont ovovivipares avec une période de gestation de 14 mois et donnent naissance à une moyenne de sept petits. On croit que la naissance a lieu dans la Middle Atlantic Bight (COSEPAC, 2006b). Aucun relevé n'a été effectué dans les eaux canadiennes pour déterminer la taille de la population du requin blanc. Les renseignements sur la taille de la population mondiale sont faibles, bien que la plupart des sources conviennent que l'espèce est relativement rare (COSEPAC, 2006b).

Le requin blanc est inscrit comme espèce en voie de disparition à l'annexe 1 de la LEP et par le COSEPAC. Un « programme de rétablissement du grand requin blanc pour les eaux du Canada atlantique » a été proposé en 2020, et un plan d'action était en cours d'élaboration en 2021. L'habitat essentiel n'a pas été déterminé au moment de la rédaction de la présente mise à jour de l'EES.

La mortalité anthropique est la plus grande menace pour les requins blancs, et cette espèce est capturée comme prises accessoires dans le cadre des pêches commerciales, comme poisson de sport, et capturée intentionnellement pour le commerce international des parties précieuses de leurs corps (COSEPAC, 2006b). Dans l'Atlantique Nord-Ouest, cette espèce est couramment capturée comme prises accessoires dans le cadre des pêches pélagiques à la palangre (COSEPAC, 2006b).

5.5.2 Espèces préoccupantes sur le plan de la conservation

Le tableau 5.5 ci-dessous décrit les espèces de poissons qui ont été désignées comme étant des espèces préoccupantes sur le plan de la conservation. Ces espèces ne sont pas légalement protégées, mais elles ont été reconnues comme des espèces qui pourraient recevoir une protection si les conditions de cette espèce ne s'améliorent pas ou diminuent davantage.

5.5.2.1 Morue franche

La morue franche (*Gadus morhua*), y compris la population distincte de morue franche de la baie Gilbert, se trouve dans les zones côtières, côtières et extracôtières à des profondeurs de quelques mètres jusqu'à 500 m. La morue de l'Atlantique de la population de Terre-Neuve-et-Labrador s'étend du sud des Grands Bancs jusqu'à la pointe nord du Labrador, au nord du cap Chidley (COSEPAC, 2010b). Cette espèce se retrouve généralement dans des températures de l'eau allant de 2 °C à 11 °C, bien que la morue se retrouve dans certaines zones de Terre-Neuve à des températures aussi basses que -1,5 °C.

La population de morue franche de Terre-Neuve-et-Labrador a diminué depuis les années 1990 et demeure actuellement dans la zone critique (MPO, 2019d). Il y a une forte probabilité que le stock continue de diminuer. Les données provenant des relevés multiespèces du navire de recherche du MPO montrent que la morue franche a été trouvée dans la plupart des eaux de Terre-Neuve-et-Labrador au cours des années de relevé de 1981 à 1995, ce qui correspond à peu près à la période précédant l'effondrement. Toutefois, au cours des années de relevé de 1995 à 2017, les divisions 2J3K de l'OPANO ont les densités relatives les plus élevées, avec des densités élevées également présentes dans 3P et le long de la partie sud-ouest des Grands Bancs (Wells et coll., 2021).

On a observé que la morue franche fraye tout au long de l'année dans les eaux extracôtières et côtières, selon l'endroit (COSEPAC, 2010b). Le frai de pointe a lieu au printemps. Les poissons de la population de Terre-Neuve-et-Labrador atteignent la maturité sexuelle à l'âge de cinq à sept ans. Les œufs et les larves sont pélagiques et flottent à la surface, dérivant avec les conditions océanographiques au moment du frai (COSEPAC, 2010b). Les femelles produisent plusieurs millions d'œufs, bien qu'un seul d'entre eux survive habituellement jusqu'à la maturité. Les œufs et des larves peuvent être présents dans la colonne d'eau supérieure des Grands Bancs toute l'année (COSEPAC, 2010b).

Pendant les premières semaines de vie, la morue franche se trouve dans les 10 à 50 m supérieurs de la colonne d'eau (COSEPAC, 2010b). En général, la disponibilité et la température des proies sont les principaux facteurs qui déterminent le choix d'habitat de la morue. Les morues juvéniles préfèrent les habitats qui offrent une protection et qui couvrent, comme les eaux littorales avec la zostère ou les zones avec de la roche et des coraux (COSEPAC, 2010b).

La morue franche est désignée vulnérable par l'UICN (Sobel, 1996a), et la population de morue franche de Terre-Neuve-et-Labrador est inscrite comme étant en voie de disparition par le COSEPAC. Le déclin global de l'aire de répartition de la morue franche est principalement attribuable à la surpêche, qui a été exacerbée par les changements dans le cycle biologique, comme la réduction de la croissance individuelle et de l'âge à la maturation (COSEPAC, 2010b). Parmi les menaces actuelles à l'égard de la morue franche, mentionnons l'exploitation continue par les pêches commerciales dirigées, les pêches récréatives et les prises accessoires dans le cadre des pêches d'autres poissons de fond (COSEPAC, 2010b).

Le Conseil communautaire du NunatuKavut a décrit la pêche historique de la morue à des fins commerciales et alimentaires par la pêche à la turlutte, la pêche à la ligne, les filets maillants et les pièges dans les années 1960 et 1970 et a observé une diminution des populations dans les années 1980 (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019). Le piégeage a eu lieu de mai-juin à août. La morue était historiquement si abondante qu'une journée de piégeage pouvait produire un approvisionnement de deux ans pour une famille, et le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé que les populations de morue rebondissaient. Le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé que la morue « quitte les terres » en septembre ou en octobre et se rend au large. Le poulamon est pris par la pêche sur glace ou à la turlutte (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019). La pêche aux morues du Conseil communautaire du NunatuKavut est décrite à la section 9.4.3.

La morue franche est pêchée et distribuée à l'échelle du Nunatsiavut et est une espèce très importante

pour les Inuits du Labrador à des fins culturelles et alimentaires. Dans certains endroits, le gouvernement du Nunatsiavut a observé une augmentation de l'abondance de la morue franche au cours des deux à trois dernières années, et on a constaté que la morue s'agrandit chaque année. Cela a été attribué au moratoire, qui a permis à la population de morue de se rétablir (gouvernement du Nunatsiavut, 2018).

Les fluctuations sont également signalées et ont été liées à des changements dans l'abondance du capelan (gouvernement du Nunatsiavut, 2018). Certains endroits ont témoigné une diminution de l'abondance et de la taille de la morue, et le gouvernement du Nunatsiavut a observé une diminution de la quantité de nourriture dans l'estomac de la morue au cours des dernières années et souligné la réduction de l'abondance du capelan comme raison possible de la diminution de l'abondance et de la taille de la morue. Toutefois, le gouvernement du Nunatsiavut a indiqué que le capelan ne se présente plus à la côte et que les fluctuations de l'abondance peuvent être une question de changement dans la répartition de la morue, par opposition à l'abondance (gouvernement du Nunatsiavut, 2018).
Il a également indiqué que les changements climatiques risquent d'être à l'origine de la diminution de l'abondance de la morue (gouvernement du Nunatsiavut, 2018).

L'importance commerciale et traditionnelle de la morue franche est examinée plus en détail à la section 9.2. Il existe également une pêche récréative de la morue franche, comme il est indiqué à la section 9.3.

5.5.2.2 Thon rouge de l'Atlantique

Le thon rouge de l'Atlantique est réparti dans l'océan Atlantique Nord, de Terre-Neuve au golfe du Mexique, et se retrouve généralement dans les eaux canadiennes pendant l'été (Maguire et Lester, 2012). Les adultes migrent de manière saisonnière vers les eaux canadiennes, y compris le plateau continental au large de Terre-Neuve, de juin à octobre, et peuvent demeurer jusqu'en décembre (COSEPAC, 2011).

Le thon rouge est une espèce pélagique qui occupe généralement des eaux d'une profondeur atteignant jusqu'à 200 m, bien qu'il ait été démontré dans des études de marquage qu'il peut plonger à des profondeurs de 500 à 1 000 m et tolérer une vaste plage de températures (3 °C à 30 °C) en raison de sa capacité à réguler sa propre température corporelle (COSEPAC, 2011). Le thon rouge s'attaque généralement au hareng, au maquereau, au capelan, au merlu argenté, à la merluche blanche et au calmar (NOAA, 2013c). Le thon rouge peut également se nourrir de méduses, de salpes et d'espèces de fond et d'espèces sessiles, et d'invertébrés (NOAA, 2013c).

Cette espèce a une espérance de vie atteignant jusqu'à 20 ans et atteint la maturité sexuelle à environ huit ans. Dans l'Atlantique du Nord-Ouest, le frai a lieu dans le golfe du Mexique et la Slope Sea (Richardson et coll., 2016). Le thon femelle produit jusqu'à dix millions d'œufs par année, qui sont fertilisés dans la colonne d'eau par les mâles, et ces œufs peuvent éclore jusqu'à deux jours après le frai (COSEPAC, 2011).

Les estimations de la population de thon rouge adulte montrent une baisse dans les années 1970 et 1980, suivie d'une légère augmentation jusqu'à la fin des années 1990, suivie d'une autre baisse

jusqu'en 2010, qui étaient les données les plus récentes disponibles au moment de l'estimation (COSEPAC, 2011). L'estimation de la population en 2010 était de 65 923 individus (COSEPAC, 2011). Les taux de mortalité naturelle sont jugés faibles (Block et coll., 2019).

Le thon rouge de l'Atlantique est inscrit comme étant en voie de disparition par le COSEPAC. La surpêche historique et actuelle demeure la plus grande menace pour la population du thon rouge de l'Atlantique Nord-Ouest (COSEPAC, 2011). En 2011, le thon rouge de l'Atlantique a été classé dans la liste rouge de l'UICN comme étant en voie de disparition (Collette et coll., 2015d).

5.5.2.3 Plie canadienne

La plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) est un poisson plat des profondeurs qui se trouve aux deux côtés de l'Atlantique (COSEPAC, 2009a). La plie canadienne qui réside dans l'Atlantique Nord-Ouest s'étend des eaux profondes de l'île de Baffin et de l'ouest de la baie d'Hudson jusqu'au golfe du Maine et à Rhode Island (Scott et Scott, 1988). Les données des relevés multiespèces du navire de recherche du MPO montrent que la plie canadienne était largement répartie dans le sud de la division 2J jusqu'à la division 3P de l'OPANO de 1981 à 1995, tandis que les données des relevés les plus récents (de 1995 à 2017) indiquent que les densités relatives les plus élevées se trouvent dans la partie sud des Grands Bancs (Wells et coll., 2021). Dans les eaux de Terre-Neuve-et-Labrador, la plie canadienne est présente aux côtes et au large sur une grande variété de types de fond (Morgan, 2000). Elle tolère une vaste gamme de salinités et a été observée dans les estuaires (Scott et Scott, 1988; Jury et coll., 1994). Elle se trouve généralement à une profondeur d'environ 90 à 250 m, mais elle a été trouvée à des profondeurs atteignant 713 m. La plupart des plies pêchées commercialement sont prises à des profondeurs de 125 à 200 m. La plie canadienne est une espèce d'eau froide, qui préfère des températures de l'eau de 0 °C à 1,5 °C (Scott et Scott, 1988). Les études de marquage effectuées sur la plie juvénile et la plie adulte aux Grands Bancs et à la St. Mary's Bay ont montré que l'espèce est sédentaire, où la plupart des recaptures surviennent dans un rayon de 48 km après sa libération (Pitt, 1969). Toutefois, on sait que les plies plus âgées se déplacent jusqu'à 160 km (Powles, 1965). Des migrations ont été observées depuis les eaux canadiennes vers les eaux hauturières plus profondes en hiver, pour revenir à des eaux moins profondes au printemps (Hebert et Wears-Wilde, 2002, dans Johnson, 2004).

La plie canadienne fraye au printemps dans les eaux de Terre-Neuve. L'âge actuel de maturité sexuelle des femelles de la zone (divisions 2K et 3K de l'OPANO) est d'environ huit ans, avec une longueur à maturité d'environ 30 cm (Busby et coll., 2007). Au cours du frai, de grandes quantités d'œufs (entre 250 000 et 300 000) sont rejetées au fond marin (Johnson, 2004). Une fois fécondés, les œufs deviennent flottants et dérivent dans la colonne d'eau supérieure, où ils sont largement dispersés, ce qui laisse du temps pour un certain mélange des stocks. Chez les adultes, il y a peu de mélange des stocks. Le temps d'éclosion dépend de la température, qui est de 11 à 14 jours à des températures de 5 °C (Scott et Scott, 1988). Les larves sont aplaties sur un plan non dorsal et mesurent de 4 à 6 mm de longueur lorsqu'elles éclosent. Les larves commencent à s'installer au fond marin lorsqu'elles atteignent une longueur de 18 à 34 mm et que leur corps s'aplatit (Fahay, 1983).

La plie larvaire se nourrit du phytoplancton et du zooplancton pendant qu'elle se trouve dans la colonne

d'eau supérieure (Pitt, 1989). Une fois que les larves s'installent au fond de mer, leur régime alimentaire change à mesure qu'elles croissent et ingèrent des organismes benthiques plus grands selon le lieu. La petite plie (moins de 30 cm) consomme des crustacés et de petits échinodermes (Pitt, 1973). La plie adulte consomme généralement de grandes quantités de poisson. L'intensité d'alimentation est plus élevée au printemps et en été, afin de réapprovisionner les réserves d'énergie perdues pendant le développement des gonades pendant l'hiver (Zamarro, 1992).

La population de plie canadienne de Terre-Neuve-et-Labrador est désignée comme menacée par le COSEPAC. Elle n'a pas de désignation de l'UICN. La surpêche est la principale cause du déclin de la plie canadienne. Toutefois, il peut y avoir d'autres facteurs contributifs, comme l'augmentation de la mortalité naturelle due à une période de températures océaniques exceptionnellement froides pendant les années 1990 (COSEPAC, 2009a).

5.5.2.4 Requin pèlerin

On trouve des requins pèlerins (*Cetorhinus maximus*) dans l'océan Atlantique Nord, avec des témoignages aux eaux côtières de Terre-Neuve et près de l'embouchure de la baie de Fundy. Il existe peu de renseignements sur la taille de la population et les tendances des requins pèlerins : les estimations prudentes de la population totale du Canada atlantique varient de 4 918 à 10 125 individus (COSEPAC, 2009b).

Les besoins en matière d'habitat du requin pèlerin dans les eaux canadiennes n'ont pas été étudiés, mais on croit que cette espèce vit principalement sur les fronts océaniques où le zooplancton, leur principale source d'alimentation, se réunit (COSEPAC, 2009b). Les études de marquage ont montré que les requins pèlerins occupent les eaux de surface jusqu'à des profondeurs de plus de 1 200 m (Bizzarro et coll., 2017).

On estime que la durée de vie des requins pèlerins est de 50 années, et les mâles atteignent la maturité avant les femelles, soit de 12 à 16 ans et de 16 à 20 ans, respectivement (COSEPAC, 2009b). Les requins pèlerins peuvent atteindre des longueurs allant jusqu'à 9,8 m (Bizzarro et coll., 2017). Les mâles et les femelles s'accouplent pendant les mois d'été à des fins de reproduction. Les femelles ont une période de gestation de 2,6 à 3,5 années et donnent naissance à environ six petits d'une longueur moyenne de 1,5 à 2 m (COSEPAC, 2009b).

La population mondiale de requins pèlerins est désignée en voie de disparition par l'UICN (Rigby et coll., 2021). La population de requins pèlerins de l'Atlantique est désignée comme préoccupante par le COSEPAC. Les caractéristiques du cycle biologique de cette espèce, comme l'âge tardif de la maturité, la faible fécondité, les longues périodes de gestation et les habitats chevauchants avec les pêches commerciales, rendent cette espèce vulnérable aux impacts humains (COSEPAC, 2009b). Dans l'Atlantique Nord-Ouest, la plus grande menace pour les requins pèlerins est la prise accessoire dans le cadre des pêches hauturières au Canada atlantique et à l'étranger (COSEPAC, 2009b). Les collisions avec des navires peuvent constituer une autre menace, compte tenu des habitudes de vie en surface de cette espèce et de sa longueur maximale de plus de 15 m (le deuxième plus grand poisson vivant) (COSEPAC, 2009).

5.5.2.5 Brosme

Le brosme (*Brosme brosme*) est une espèce nordique qui vit dans les eaux au plateau subarctique et boréal de l'Atlantique Nord (COSEPAC, 2012d). Le brosme se trouve dans les eaux profondes le long du bord du plateau continental au large de Terre-Neuve, bien que sa présence soit rare (COSEPAC, 2012d).

On trouve le brosme dans l'eau à des températures de 0 °C à 14 °C, avec une préférence de 6 °C à 10 °C (COSEPAC, 2012d). On trouve rarement le brosme près de la côte et on le trouve surtout à des profondeurs de 150 à 450 m sur des substrats durs, rugueux et rocheux (COSEPAC, 2012d). Les brosmes ont des vessies natatoires qui sont déconnectées de leur œsophage, ce qui les rend susceptibles d'être blessés s'ils sont rapidement amenés à la surface (Chen et Runnebaums, 2014). Le surfaçage soudain (p. ex., être transportées à la surface dans un piège à homard) peut entraîner une surexpansion ou une rupture de la vessie natatoire, une éversion de l'estomac, une exophtalmie, une protrusion intestinale à travers le cloaque, une hémorragie externe, une torsion d'organes, des bulles de gaz sous-cutanées et des bulles de gaz oculaires. Les juvéniles et les adultes sont lents, sédentaires et solitaires, et sont fortement liés au substrat (COSEPAC, 2012d). Leur régime alimentaire est généralisé, et il a été constaté qu'il comprend des espèces de crabes et de krill, une variété d'espèces de poissons, de mollusques et d'encornet nordique (*Illex illecebrosus*) (MPO, 2014b).

Le brosme est une espèce à croissance lente et à maturation tardive, où les mâles atteignent la maturité à l'âge de cinq ans et les femelles, à l'âge de sept ans (Registre des EEP, 2013a). Selon les observations des relevés sur les œufs et les larves, le frai semble répandu, et cette espèce ne forme pas d'agrégations de frai (COSEPAC, 2012d). Le frai se produit entre mai et août, et les femelles pondent de 100 000 à plus d'un million d'œufs. Les œufs sont flottants et éclosent des larves de 4 mm qui restent flottantes jusqu'à ce qu'elles se s'installent au fond, avec une taille de 50 à 60 mm. Les tendances démographiques de l'espèce indiquent un déclin de 93,4 % entre 1970 et 2001 (COSEPAC, 2003).

Le brosme est inscrit comme étant en voie de disparition par le COSEPAC et n'a pas de désignation de l'UICN. La surpêche est la menace la plus importante pour le brosme, et cette espèce est capturée comme prises accessoires dans le cadre des pêches de la morue franche, de l'aiglefin, du goberge et du flétan de l'Atlantique, et peut également être capturée dans des pièges à homard (COSEPAC, 2012d). Aucune menace anthropique supplémentaire connue n'a réduit la quantité ou la qualité d'habitat du brosme (MPO, 2014b). On observe le nombre de brosmes dans le cadre du relevé de l'industrie sur le flétan, qui permet d'assurer le suivi des captures commerciales par unité d'effort (CPUE). Les CPUE du brosme fluctuent depuis 1999. Aucune tendance n'a été observée (Harris et coll., 2018). Cela semble indiquer que l'abondance de la population s'est stabilisée. La moyenne géométrique de trois ans de 2017 à 2019 a montré que la biomasse du brosme est restée au-dessus du point de référence limite (PRL) de 17,7 kg. La biomasse moyenne du brosme est demeurée supérieure à 17,7 kg depuis 2008 (MPO, 2020g). Les effets du changement climatique devraient entraîner la perte d'habitat pour le brosme, ce qui entraînera des pressions supplémentaires sur la population (Hare et coll., 2012).

5.5.2.6 Lompe

La lompe (*Cyclopterus lumpus*) est largement répartie des deux côtés de l'Atlantique Nord ainsi que dans l'océan Arctique (Simpson et coll., 2016a). Dans l'Atlantique Nord-Ouest, la lompe s'étend du sud du Groenland, au large du sud de l'île de Baffin jusqu'à la baie de Chesapeake (Simpson et coll., 2016a). Les données tirées des relevés multiespèces du navire de recherche du MPO montrent que la division 3P de l'OPANO est importante pour les brosmes. Toutefois, les régions nordiques (c.-à-d. les divisions 2J3K de l'OPANO) sont devenues plus importantes pour cette espèce au cours des dernières années (de 1995 à 2017) (Wells et coll., 2021).

La lompe est une espèce benthique que l'on trouve sur des substrats rocheux à des profondeurs de 50 à 150 m et parfois jusqu'à 400 m, et qui préfère des températures de l'eau ≤ 4 °C (Simpson et coll., 2016a). Les jeunes lompes de l'année peuvent également se trouver dans les algues flottantes. Les larves et les jeunes de l'année se retrouvent généralement dans les eaux à des températures de 4 à 12 °C, tandis que les juvéniles et les adultes ont été trouvés dans les eaux à des températures de -1,9 à 12 °C (COSEPAC, 2017). La lompe se distingue par son corps court et robuste, qui est recouvert de protrusions dures et verruqueuses (tubercules). La nageoire caudale est large et comporte une pointe carrée. Les nageoires pectorales sont plus grandes chez les mâles, sont arrondies et se rencontrent presque à la gorge (Bigelow et Schroeder, 2002). Les nageoires pelviennes de l'espèce sont modifiées et unies par un rabat circulaire de la peau qui forme un disque ventouse qui permet aux lompes d'adhérer au fond ou à des objets flottants, comme les roches, les pièges à homards et d'autres objets solides (MPO, 2006d).

La lompe participe à une migration côtière pour frayer, qui a lieu en mai et juin (MPO, 2006d). Les lompes présentent un dimorphisme sexuel, où les mâles sont beaucoup plus petits que les femelles. Les mâles arrivent aux frayères plusieurs semaines avant les femelles pour établir leur territoire. Les femelles pondent deux à trois masses d'œufs à des intervalles allant de 8 à 14 jours. Une fois les œufs déposés, les femelles retournent vers les eaux plus profondes et laissent les mâles pour protéger les masses d'œufs et les ventiler (MPO, 2002b, 2006d). Les masses d'œufs peuvent contenir de plus de 100 000 à 130 000 œufs d'un diamètre 2 mm avec un globule d'huile et sont de couleur vert clair à jaunâtre. Les juvéniles sont semi-pélagiques, demeurent au premier mètre de la colonne d'eau pour leur première année, au cours de laquelle ils sont souvent liés à des algues flottantes.

La lompe se nourrit d'une grande variété de proies pélagiques et benthiques, y compris les œufs et les larves de poisson, les cténophores, les amphipodes, les copépodes, les euphausiacés, les mysidacés, les petits poissons, les polychètes et les mollusques (Simpson et coll., 2016a).

La lompe est inscrite comme étant menacée par le COSEPAC et n'a pas de désignation de l'UICN. L'examen des études et des débarquements de pêche indique que la population de lompes au Canada a été épuisée (Kennedy et coll., 2018). Les menaces naturelles et anthropiques pour la lompe comprennent les changements dans la température et la salinité de l'eau de mer, la destruction physique de l'habitat de frai ou de nidification, la pollution dans les aires de croissance des juvéniles peu profondes, la pêche dirigée et les prises accessoires d'adultes, et l'exploration sismique (Simpson et coll., 2016a; COSEPAC, 2017). Au Canada, la gestion des espèces comprend des mesures comme les

restrictions aux navires, aux engins et aux saisons (COSEPAC, 2017).

5.5.2.7 Requin-taupe commun

Dans l'Atlantique Nord-Ouest, les requins-taupes se retrouvent dans les eaux tempérées du nord de Terre-Neuve-et-Labrador au sud du New Jersey et peut-être en Caroline du Sud, et les femelles matures s'étendent plus au sud jusqu'à la mer des Sargasses (COSEPAC, 2014; Campana et coll., 2015c). La population de requins-taupes communs vit principalement dans les eaux canadiennes (Campana et coll., 2015c). Le requin-taupe commun est une espèce pélagique que l'on trouve de la côte jusqu'à la mer. Toutefois, on sait qu'ils habitent couramment les plateaux continentaux et les bassins océaniques à des profondeurs pouvant atteindre 700 m. Ils ont également été trouvés plus près de la côte, bien que ce soit plus occasionnel (Registre des EEP, 2013b). En général, on trouve des requins-taupes communs dans les eaux canadiennes à des températures allant de 5 °C à 10 °C, avec peu de variation d'une saison à l'autre, ce qui laisse croire qu'ils parcourent les environs afin de demeurer dans les eaux froides qu'ils préfèrent (Registre des EEP, 2013b). On les trouve généralement à des profondeurs inférieures à 200 m le long du bord du plateau, bien que les requins-taupes communs soient parmi les plongeurs qui atteignent les profondeurs les plus importantes parmi les requins pélagiques, avec une profondeur maximale enregistrée de 1 360 m (COSEPAC, 2014).

Les requins-taupes communs mâles atteignent la maturité à huit ans, et les femelles atteignent la maturité à 13 ans et ont une espérance de vie de 25 à 46 ans. L'accouplement a lieu de la fin de septembre à novembre, et les femelles sont ovovivipares et ont une période de gestation de huit à neuf mois. On sait que les requins-taupes communs ont une fécondité inférieure, où les femelles n'ont en moyenne que quatre petits chaque année (Simpson et Miri, 2014). On a déterminé que les femelles de la population de l'Atlantique Nord-Ouest ne se reproduisent pas annuellement, mais tous les deux ans (Natanson et coll., 2019). En décembre, les femelles quittent le plateau continental à de grandes profondeurs (>500 m), nagent jusqu'à 2 500 km vers la mer des Sargasses (MPO, 2013e). Les femelles y accouchent en mars et avril, dans les eaux profondes et fraîches. Les jeunes commencent à apparaître dans les eaux du Canada atlantique en juin et juillet. On croit que les jeunes requins se déplacent le long des sections profondes et froides du Gulf Stream vers le nord (MPO, 2013e).

Les requins-taupes communs immatures habitent la plate-forme Scotian, et les individus matures migrent le long des eaux du plateau vers des aires de reproduction situées aux Grands Bancs, à l'embouchure du golfe du Saint-Laurent et au banc Georges de septembre à novembre. Il existe une population qui effectue des migrations annuelles importantes et de janvier à février. Cette population se trouve dans le golfe du Maine, le banc Georges et le sud de la plate-forme Scotian. Au printemps, on les retrouve au bord de la plate-forme Scotian et dans les bassins extracôtiers. En été et en automne, on les trouve au large de la côte sud de Terre-Neuve et dans le golfe du Saint-Laurent (Campana et coll., 2013).

L'estimation de la population de cette espèce en 2009 était d'environ 197 000 à 207 000 individus, dont 11 000 à 14 000 femelles reproductrices (COSEPAC, 2014). Depuis 1961, l'abondance de cette espèce a diminué de 56 % à 70 % (COSEPAC, 2014). Cette diminution a été réduite au cours de la dernière décennie en raison d'une réduction de cette pêche, et le gouvernement du Nunatsiavut (2018) a observé

une augmentation du nombre de requins-taupes communs dans certains endroits au cours des 10 dernières années.

Le requin-taupe commun est inscrit comme étant en voie de disparition par le COSEPAC et est désigné vulnérable par l'UICN (Rigby et coll., 2019a). La surpêche des requins-taupes communs dans l'Atlantique Nord-Ouest des années 1960, puis des années 1990, a entraîné deux effondrements successifs de population (COSEPAC, 2014). Bien que la pêche ciblée du requin-taupe commun ait été interrompue en 2013, le requin-taupe commun est toujours considéré comme une prise accessoire dans le cadre des pêches à la palangre à l'espadon et au thon, les pêches de la palangre au poisson de fond ainsi que les pêches au filet maillant et au chalut de fond (COSEPAC, 2014). Les prises inconnues et non réglementées peuvent nuire davantage au rétablissement de la population de cette espèce (COSEPAC, 2014).

5.5.2.8 Sébaste (*Sebastes* spp.)

Le sébaste est un poisson benthique qui habite des zones avec des substrats rocheux ou argileux le long des versants de bancs et dans des chenaux profonds à des profondeurs de 100 à 700 m et des températures de 3 °C à 8 °C. Les sébastes se distinguent par leurs grands yeux, la protrusion osseuse à la mâchoire inférieure et un éventail de rayons épineux et osseux autour des opercules. Le sébaste reste au fond marin ou près de celui-ci pendant le jour, et monte dans la colonne d'eau la nuit pour se nourrir. Les sébastes sont stratifiés selon leur taille, où les poissons plus petits occupent des eaux peu profondes et les poissons plus grands se trouvent dans des eaux plus profondes (McKone et LeGrow, 1984; Scott et Scott, 1988).

Les trois espèces de sébaste présentes dans l'Atlantique Nord-Ouest sont le sébaste acadien (*Sebastes fasciatus*), le sébaste de l'Atlantique (*S. marinus*) et le sébaste du Nord (*S. mentella*). Ces espèces sont presque impossibles à distinguer par leur apparence et sont gérées comme une seule pêche (Power et Mowbray, 2000; Gascon, 2003). Les données provenant des relevés multiespèces du navire de recherche du MPO (de 1981 à 1995 et de 1995 à 2017) montrent que la répartition du sébaste (*S. mentella* et *S. fasciatus*) est uniforme au cours des deux périodes de relevé, avec une densité relative élevée le long du bord et du versant du plateau continental (Wells et coll., 2021).

Les populations de sébastes acadiens et de sébastes du Nord sont allopatriques et sont séparées géographiquement. La grande majorité des sébastes qui occupent le nord de la mer du Labrador sont des sébastes du Nord, tandis que les sébastes acadiens sont plus nombreux dans le golfe du Maine et la plate-forme Scotian (COSEPAC, 2010c). Les aires de répartition du sébaste du Nord et du sébaste acadien se chevauchent au chenal Laurentien et aux Grands Bancs (Gascon, 2003). Dans les régions où se mélangent le sébaste du Nord et le sébaste acadien, le sébaste du Nord est généralement réparti plus profondément que le sébaste acadien (Power et Mowbray, 2000; Gascon 2003). Le golfe du Saint-Laurent, le chenal Laurentien, les Grands Bancs, le sud de la mer du Labrador et le bonnet Flamand forment une zone de symétrie qui sépare les deux espèces allopatriques.

La croissance des sébastes est lente, et ils vivent longtemps : certains spécimens étant âgés d'au moins 75 ans (Campana et coll., 1990). Le sébaste acadien croît plus lentement que le sébaste du Nord, et les

femelles croissent plus rapidement que les mâles. La croissance dans les régions du sud est généralement plus rapide que dans les régions du nord (Branton et coll., 2003).

Sur les versants continentaux du Labrador, le sébaste atteint la maturité entre 10 et 12 ans. L'accouplement survient probablement à la fin de l'automne et au début de l'hiver. Les sébastes sont ovovivipares, avec une fécondation interne, ce qui signifie que les œufs fécondés éclosent à l'intérieur des femelles et que celles-ci donnent naissance à des jeunes vivants (Scott et Scott, 1988; Gascon, 2003). Les femelles transportent les embryons en développement jusqu'au printemps (St. Pierre et de Lafontaine, 1995; Gascon, 2003; Morin et coll., 2004). Après la naissance, les larves demeurent dans des eaux peu profondes jusqu'à ce qu'elles atteignent une taille d'environ 25 mm. Ensuite, elles se déplacent vers des eaux profondes au-dessus de substrats de boue et de roche.

Les sébastes sont des mangeurs pélagiques ou bathypélagiques qui se nourrissent principalement de zooplancton, y compris les copépodes, les amphipodes et les euphausiacés. À mesure que la taille du sébaste augmente, les poissons et les crustacés deviennent une partie plus importante de son régime alimentaire. On croit que l'alimentation a lieu la nuit lorsque le sébaste s'élève au fond et se nourrit d'organismes pélagiques dans la colonne d'eau (Scott et Scott, 1988). Bien que cette migration verticale directe soit bien consignée, elle est mal comprise (Gascon, 2003). Les larves de sébaste se nourrissent exclusivement de copépodes calanoïdes (Runge et de Lafontaine, 1996). La variabilité des cycles de production annuels de ces copépodes peut être un facteur important des différences interannuelles de croissance et de survie des larves de sébaste (Anderson, 1994).

La structure du stock de sébaste et les stratégies de gestion qui en découlent sont complexes en raison de la reconnaissance de trois espèces ainsi que de l'apparition d'individus d'hybridation introgressive (Morin et coll., 2004). La structure du stock de sébaste a été examinée par marquage parasite et par analyse génétique. Les études de marquage parasite ont confirmé que des stocks distincts de sébastes étaient présents au large du Labrador et du bonnet Flamand (Marcogliese et coll., 2003; Morin et coll., 2004). Les résultats de l'étude de marquage parasite ne sont appuyés que partiellement par des études génétiques de la population (Morin et coll., 2004).

Le sébaste acadien est désigné comme étant en voie de disparition par l'UICN (Sobel, 1996b), tandis que le sébaste du Nord est désigné comme étant le moins préoccupant (Acero et coll., 2010). La population de sébastes acadiens de l'Atlantique et la population de sébastes du Nord de l'Atlantique Nord sont toutes deux inscrites comme étant menacées par le COSEPAC. La longue durée de vie, la maturation tardive et la croissance lente sont considérées comme des facteurs limitants chez les espèces de sébaste ayant une faible résilience (COSEPAC, 2010c). Les principales menaces pour le sébaste sont la pêche dirigée, avec des prises importantes dans diverses régions depuis les années 1950. Les pêches dirigées ont été arrêtées dans certaines zones, mais se poursuivent dans d'autres, et le sébaste est également capturé comme prises accessoires dans le cadre d'autres pêches (COSEPAC, 2010c). Comme d'autres poissons de fond, des conditions environnementales défavorables peuvent également avoir contribué au déclin du sébaste, et la prédation des phoques contribue également à la mortalité dans certaines régions (COSEPAC, 2010c).

5.5.2.9 Grenadier de roche

Le grenadier de roche est une espèce du versant continental dont la partie la plus profonde de son aire géographique n'est pas bien étudiée (COSEPAC, 2008). Il est plus abondant dans la partie nord de son aire de répartition canadienne, y compris les plateaux du Labrador et du nord-est de Terre-Neuve ainsi que le détroit de Davis. Il est étroitement lié au fond marin et est communément présent à des profondeurs d'eau de 800 à 1 000 m, mais a été trouvé à des profondeurs d'eau atteignant jusqu'à 2 600 m. On sait qu'ils forment des agrégations (Bergstad, 1990; Bergstad et coll., 2013).
Les données provenant des relevés multiespèces du navire de recherche du MPO montrent que l'espèce est présente dans les zones étudiées de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (c.-à-d. les divisions 2HJ de l'OPANO) (Wells et coll., 2021). Les tendances de répartition des grenadiers de roche sont demeurées constantes au fil du temps (de 1981 à 2017), et ils se trouvent dans des eaux plus profondes que celles échantillonnées au cours des années de relevé de 1981 à 1995 (Wells et coll., 2021).

À l'instar du grenadier berglax, le grenadier de roche est une espèce à croissance lente dont la vie est relativement longue qui peut atteindre une longueur totale de plus de 100 cm (Simpson et coll., 2011). Les femelles atteignent la maturité à environ 10 ans et ont été déclarées avoir un âge maximal de 60 ans, mais la maturité semble être liée à la taille plus que l'âge (Simpson et coll., 2011; COSEPAC, 2008). On croit que le frai a lieu toute l'année avec des pics à différents moments pour différentes zones. Les femelles pondent de 12 000 à 25 000 œufs pélagiques.

On a observé des grenadiers de roche au large du nord de Terre-Neuve-et-Labrador qui se déplacent le long des versants continentaux, soit vers les eaux plus profondes en hiver et vers les eaux moins profondes en été. On a également observé qu'ils effectuent des migrations verticales diurnes de 1 000 m au large du fond. L'espèce se nourrit de diverses proies dans la colonne d'eau, notamment : crustacés (p. ex., copépodes, crevettes, amphipodes, mysidacés), calmars et petits poissons (p. ex., poissons-lanternes, Argentina du Pacifique, chabots) (COSEPAC, 2008; Simpson et coll., 2011). Dans l'Atlantique Nord-Ouest, on la trouve généralement dans les eaux à des températures comprises entre 3,5 et 4,5 °C, mais on la trouve aussi dans les eaux à 6 °C (Simpson et coll., 2011).

Le grenadier de roche est inscrit comme étant en voie de disparition par le COSEPAC. Comme il est indiqué ci-dessus, cette espèce a une longue vie, une croissance lente, une maturité tardive et une faible fécondité, qui sont des facteurs limitatifs au rétablissement de la population (MPO, 2010b). La principale source de mortalité des grenadiers de roche est la pêche commerciale, car cette espèce est capturée comme prise accessoire dans le cadre des pêches à l'intérieur et à l'extérieur des eaux canadiennes. Les taux de mortalité naturelle sont considérés comme élevés parce qu'ils sont de mauvais nageurs, ce qui les rend vulnérables à la prédation (Simpson et coll., 2011). Il peut également y avoir des menaces directes et indirectes à la survie et au rétablissement de cette espèce à la suite de changements environnementaux, comme les changements de température (MPO, 2010b). Le grenadier de roche est classé dans la liste rouge de l'UICN comme étant gravement menacé d'extinction (Iwamoto, 2015).

5.5.2.10 Requin-taupe bleu

Les requins-taupes bleus sont répartis dans les mers tropicales et tempérées du monde entier. Dans les eaux du Canada atlantique, le requin-taupe bleu est généralement lié à des eaux chaudes, comme dans le Gulf Stream et autour de celui-ci. Des requins-taupes bleus ont été enregistrés aux bancs Georges et Browns, le long du plateau continental de la Nouvelle-Écosse, aux Grands Bancs et au golfe du Saint-Laurent (COSEPAC, 2006c). La population de l'Atlantique Nord est considérée comme une population discrète (Showell et coll., 2017).

Le requin-taupe bleu est une espèce pélagique qui migre vers le nord pour suivre les stocks alimentaires (c.-à-d. le maquereau, le hareng et le thon) à la fin de l'été et à l'automne. Il est lié au plateau continental et aux eaux extracôtières (Showell et coll., 2017). L'espèce préfère les températures de l'eau chaude allant de 17 °C à 22 °C, est généralement liée aux eaux du Gulf Stream et se trouve de la surface jusqu'à une profondeur de 500 m (COSEPAC, 2006c). On le trouve rarement dans les eaux dont la température est inférieure à 16 °C. Les requins-taupes bleus sont des prédateurs opportunistes de haut niveau qui ont une vaste base de proies, notamment le thon, le maquereau et l'espadon ainsi que le calmar (COSEPAC, 2006c).

Les femelles atteignent la maturité à 2,6 à 3,0 m, ce qui correspond à un poids médian de 275 kg. Les mâles atteignent la maturité à 1,7 à 2,2 m, ce qui correspond à un poids médian de 64 kg (COSEPAC, 2006c; Natanson et coll., 2020). Peu d'individus matures se trouvent dans les eaux canadiennes (COSEPAC, 2006c). La longévité est estimée entre 24 et 45 ans. Les femelles sont ovovivipares et ont des portées de 4 à 25 petits après une période de gestation de 15 à 18 mois et ont un cycle de parturition estimé à trois ans. Les petits naissent à une longueur de 70 cm. Les requins-taupes bleus ont une durée de vie de 25 à 45 ans (COSEPAC, 2006c). Il n'existe pas d'estimations fiables des stocks au niveau de la population de requins-taupes bleus dans l'Atlantique Nord. Les estimations des tendances, fondées sur les baisses des taux de prise dans l'ensemble de l'Atlantique Nord-Ouest, laissent croire que les populations de requins-taupes bleus ont peut-être diminué de 50 % à 79 % (COSEPAC, 2006c).

La population de requins-taupes bleus de l'Atlantique est inscrite comme étant en voie de disparition par le COSEPAC. Les requins-taupes bleus sont capturés comme prises accessoires dans le cadre des pêches pélagiques partout au monde, et la pêche est la plus grande menace pour les populations de requins-taupes bleus (COSEPAC, 2006c). Une étude de suivi menée de 2016 à 2020 a montré que les individus marqués dans l'Atlantique Nord-Ouest voyageaient dans au moins 12 compétences différentes, ce qui exposait les individus à une variété de pressions et de règlements liés à la pêche (Gibson et coll.,

2021). Leur faible fécondité et leur maturité tardive rendent le rétablissement de la population un processus lent (Byrne et coll., 2017). En 2019, le requin-taupe bleu a été classé dans la liste rouge de l'UICN comme étant en voie de disparition (Rigby et coll., 2019b).

5.5.2.11 Raie à queue de velours

La raie à queue de velours (*Malacoraja senta*) se trouve le long de la côte atlantique de l'Amérique du Nord, allant du golfe du Saint-Laurent et du plateau du Labrador à la Caroline du Sud (Packer et coll., 2003). Les données tirées des relevés multiespèces du navire de recherche du MPO montrent que la répartition des zones à densité relativement élevée de la raie à queue de velours est très différente selon les deux séries chronologiques (de 1981 à 1995 et de 1995 à 2017), avec un déplacement des zones importantes à densité élevée dans les séries chronologiques antérieures vers des densités relativement faibles dans les séries chronologiques ultérieures. Cela peut être attribué, en partie, à l'effort d'échantillonnage. Toutefois, le changement de la densité relativement élevée à la densité relativement faible du stock profond de raies à queue de velours de l'île Funk peut aussi être attribuable à son évaluation comme étant en péril et à la diminution de l'abondance globale (MPO, 2017), qui montre des changements de zones importantes au fil du temps (Wells et coll., 2021). La raie à queue de velours vit sur des fonds de boue et d'argile molles, souvent dans les creux et les bassins profonds (Scott et Scott, 1988). La raie à queue de velours est présente dans une plutôt vaste plage de profondeurs, où les enregistrements les plus superficiels et les plus profonds de cette espèce sont de 25 m et de 1436 m, respectivement. Dans 90 % des ensembles de relevés contenant la raie à queue de velours, la raie est présente à des profondeurs de 70 à 480 m et préfère des températures entre -1,3 °C et 15,7 °C (COSEPAC, 2012e). Les concentrations les plus denses se trouvent dans les creux entourant les bancs où la température est plus chaude. Cela comprend l'habitat à l'intérieur du chenal Hopedale, du chenal Hawke et du banc profond de l'île Funk, au moins pendant certaines saisons. Les études sur l'alimentation indiquent que la raie à queue de velours est très sélective dans son alimentation : elle mange principalement de petits crustacés pendant la majeure partie de sa vie et ne mange du poisson que lorsqu'elle atteint ses plus grandes tailles (McEachran, 1973, 2002; McEachran et coll., 1976; González et coll., 2006; COSEPAC, 2012e). En 2006, le MPO a procédé à un examen zonal des renseignements sur la raie à queue de velours au cours duquel il a été décidé que les individus de 48 cm et plus sont considérés comme des adultes et que ceux de moins de 48 cm sont considérés comme immatures (Swain et coll., 2012). La reproduction semble se produire dans l'ensemble de l'aire de répartition, où des sacs ovigères ont été observés au fond tout au long de l'année dans l'aire d'habitat (Simon et coll., 2012; COSEPAC, 2012e). Les femelles pleinement matures, certaines contenant des œufs partiellement ou entièrement formés, ont également été observées dans la plupart des régions de l'aire de répartition canadienne, y compris dans le chenal Hopedale et l'île Funk au large de la côte du Labrador.

Il y a cinq populations de raie à queue de velours au Canada atlantique, dont deux se trouvent dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Le chenal Hopedale et la partie nord des populations du banc profond de l'île Funk ont une aire qui chevauche la zone visée par la mise à jour. La population profonde de l'île Funk est inscrite comme étant en voie de disparition par le COSEPAC en raison de la diminution de l'abondance des individus adultes et jeunes. Les relevés d'automne du MPO dans la région de l'île Funk montrent que les indices sont supérieurs à la moyenne depuis 1995 (MPO,

2017). La population du chenal Hopedale est considérée comme insuffisante en matière de données et aucun statut n'a été désigné. Les données à ce jour indiquent que l'aire d'habitat a fluctué au fil du temps, avec une augmentation depuis 1990, et que l'abondance des individus matures a fluctué sans tendance. À l'échelle mondiale, la raie à queue de velours est considérée comme vulnérable par l'UICN (Kulka et coll., 2020a).

Bien que la raie à queue de velours ne soit pas ciblée par les pêches commerciales et que les prises accidentelles de cette espèce dans les eaux canadiennes aient diminué depuis le milieu des années 1990, les prises accessoires dans le cadre des pêches demeurent la plus grande menace pour cette raie (COSEPAC, 2012e). L'augmentation du taux de mortalité naturelle peut également être un facteur limitatif dans certaines régions (COSEPAC, 2012e).

5.5.2.12 Aiguillat commun

Six espèces de petits aiguillats habitent dans les eaux canadiennes, et l'aiguillat commun et l'aiguillat noir sont les plus abondants. Parmi les autres requins de fond dans les eaux canadiennes, mentionnons l'émissole douce (*Mustelus canis*), le pailona (*Centroscymnus coelolepis*), la roussette de profondeur (*Apristurus profundorum*) et la sagre rude (*Etmorpterus princes*).

L'aiguillat commun (*Squalus acanthius*) est une espèce qui est très répandue dans les eaux de climats boréal à tempéré et qui est répartie aux plateaux continentaux et insulaires et aux versants supérieurs des océans Pacifique et Atlantique (Kulka, 2006). Dans l'Atlantique Nord-Ouest, sa répartition s'étend du sud de Terre-Neuve-et-Labrador à la Caroline du Nord, avec son centre d'abondance situé entre le sud de la plate-forme Scotian et le cap Hatteras (COSEPAC, 2010d; MPO, 2014c). On croit que la population du Canada atlantique de l'aiguillat commun se compose de résidents et de migrateurs (COSEPAC, 2010d).

On a observé des aiguillats communs de la surface jusqu'à 730 m de profondeur, bien que cette espèce se concentre principalement à des profondeurs de 10 à 200 m dans les eaux de 5 °C à 15 °C (COSEPAC, 2010d). Par conséquent, l'aiguillat commun se trouve à la limite nord de sa répartition dans les eaux de Terre-Neuve-et-Labrador. Les adultes matures se rassemblent dans l'eau la plus chaude disponible (>5 °C).

Les répartitions de l'aiguillat commun sont inégales et forment des agrégations denses, ce qui entraîne une forte variabilité des indices de relevés. Il a tendance à former des agrégations en fonction de son sexe et de sa taille : les femelles adultes sont plus grandes et se trouvent dans des eaux peu profondes, et les mâles sont plus petits et se trouvent dans des eaux plus profondes (Compagno et coll., 2005; Dell'Apa et coll., 2014). L'absence de jeunes juvéniles jumelée à la variabilité de l'abondance des relevés laisse croire que les stades précoces du cycle biologique (les nouveau-nés et les jeunes) sont présents ailleurs, et que, par conséquent, l'aiguillat commun aux Grands Bancs n'est pas un stock indépendant.

L'aiguillat commun est omnivore et opportuniste, dont le régime alimentaire se compose de petits poissons (capelan, morue, aiglefin, merluche blanche [*Urophycis tenuis*] et hareng) et d'invertébrés (krill, crabes, vers polychètes, méduses, cténophores, amphipodes, calmar et pieuvre) (Campana, 2007). Les grands requins et mammifères marins attaquent l'aiguillat commun (Grimm et coll., 2004).

L'aiguillat commun s'accouple à l'automne et au début de l'hiver et a une fécondation interne (COSEPAC, 2010d). Après une période de gestation de 18 à 24 mois, en moyenne, six petits naissent en hiver (COSEPAC, 2010d). Il s'agit d'une espèce à longue durée de vie, à croissance lente, dont la maturité est tardive pour les femelles (environ 11 à 17 ans) (MPO, 2016b).

La population d'aiguillats communs de l'Atlantique est désignée comme préoccupante par le COSEPAC. La surpêche est considérée comme la seule menace immédiate pour l'aiguillat commun au niveau de la population, tant dans les eaux canadiennes que dans le monde (COSEPAC, 2010d). Les débarquements canadiens sont faibles depuis 2008, passant de 2 500 tm par année de 2000 à 2008 à 5 tm en 2010 et demeurant faibles depuis (MPO, 2014c). Les caractéristiques du cycle biologique, comme la longue période de gestation, la faible fécondité et l'âge tardif de la maturité, contribuent à la vulnérabilité de cette espèce à la pêche (COSEPAC, 2010d). En 2016, l'aiguillat commun a été classé dans la liste rouge de l'UICN comme étant vulnérable (Finucci et coll., 2020).

5.5.2.13 Raie épineuse

On trouve 13 espèces de raies (famille Rajidae) dans l'Atlantique Nord-Ouest. Cependant, beaucoup sont rares et ne contribuent pas de façon importante à la pêche. Parmi celles-ci, les deux espèces les plus abondantes sont la raie épineuse et la raie à queue de velours (décrite ci-dessus). Ces deux espèces, ainsi que la raie à queue épineuse (*Bathyraja spinicauda*), représentent environ 98 % des données sur les débarquements du navire de recherche de 2007 à 2017 et sont décrites plus en détail dans les sections suivantes.

La raie épineuse (*Amblyraja radiata*) est une espèce de climat tempéré à arctique qui est largement

répandue dans l'Atlantique Nord, du Groenland à la Caroline du Sud (COSEPAC, 2012f). Dans les eaux canadiennes, il est continuellement réparti de la baie de Baffin, du détroit de Davis, du plateau du Labrador, des Grands Bancs, du golfe du Saint-Laurent, du plateau Scotian et de la baie de Fundy au banc Georges (COSEPAC, 2012f). Les données provenant des relevés multiespèces du navire de recherche du MPO montrent sa présence dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES dans les divisions 2JH de l'OPANO (2G n'a pas fait l'objet d'un relevé) (Wells et coll., 2021). On a observé des raies épineuses sur une vaste gamme de profondeurs, de la côte à 1 700 m, et la majeure partie de sa biomasse se situe entre 50 et 150 m (Kulka et Miri, 2003). La raie épineuse se trouve dans l'eau à des températures de 0 °C à 10 °C (COSEPAC, 2012f). Bien qu'elle se retrouve sur divers types de substrat, y compris le sable, le débris de coquillage, le gravier, le galet et la boue molle (COSEPAC, 2012f; Curtis, 2017), elle est principalement liée à des substrats de boue, de sable et de galets (Kulka et Miri, 2003).

La durée de vie de la raie épineuse n'a pas été étudiée, mais les données des études de marquage indiquent qu'elle peut vivre pendant 20 années ou plus (Kulka et Miri, 2003). On manque de renseignements sur la plupart des aspects de la dynamique des populations de raies épineuses. Il n'est donc pas possible d'effectuer des analyses en fonction de l'âge ou d'estimer avec certitude la biomasse du stock reproducteur. On a constaté que les mâles mûrissent à des tailles plus petites que les femelles, et que leur taille à maturité augmente du nord au sud. Les longueurs totales maximales varient selon l'endroit, où des longueurs de 90 cm ont été observées au plateau du Labrador et des longueurs de 110 à 110 cm ont été observées au golfe du Maine (COSEPAC, 2012f; Curtis, 2017). Les ovaires des femelles à maturité sexuelle contiennent de 10 à 12 paires d'œufs à divers stades de développement (Kulka et Miri, 2003). La raie épineuse dépose 6 à 40 sacs ovigères par année. Les femelles plus grandes produisent des sacs ovigères plus grands, mais on ne sait pas si la taille des sacs ovigères est liée aux taux de survie (Kulka et Miri, 2003).

Les raies épineuses plus grandes se nourrissent de diverses proies, notamment des poissons, des polychètes, des crabes, des crevettes et des buccins, tandis que les raies plus petites se nourrissent de copépodes, de krill, de polychètes et d'amphipodes (Skjaeraasen et Bergstad, 2000; Curtis, 2017; Dolgov, 2002, dans Curtis, 2017; Kulka et Miri, 2003). Des quantités considérables d'entrailles de poisson ont été trouvées dans les estomacs de raies, ce qui, combiné à l'emplacement de la bouche ventrale, laisse croire que la raie épineuse est un poisson de fond opportuniste.

La raie épineuse est désignée comme espèce préoccupante par le COSEPAC. La prise accidentelle de raies épineuses dans le cadre des pêches commerciales est probablement un facteur limitatif, bien que cela n'ait pas été directement lié à la diminution de la population (COSEPAC, 2012f). Les données du relevé de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO sur la division 2H de l'OPANO ont été incohérentes, ce qui montre un degré élevé de variabilité. Bien que la biomasse ait été plus élevée ces dernières années que la moyenne de 1996 à 2015, on a observé un faible nombre de grandes raies, ce qui laisse croire que la majorité de la population actuelle dans cette zone est composée d'individus immatures (MPO, 2017). La population de la division 2J3K a montré une augmentation de la biomasse de raies épineuses immatures et matures entre 2004 et 2014, avec une diminution en 2015. Le rétablissement dans la partie sud de cette aire de répartition de l'espèce peut être attribuable à l'augmentation de la mortalité des espèces prédatrices (COSEPAC, 2012f). Les prises de raies

épineuses dans les eaux canadiennes ont diminué depuis les années 1990 avec la fermeture de la pêche de raies à la plate-forme Scotian et la réduction générale des pêches où cette espèce est capturée comme prises accessoires (COSEPAC, 2012f). Selon des travaux récents aux États-Unis, le changement climatique continue d'entraîner des répercussions négatives sur les populations de raies épineuses en réduisant la quantité d'habitats thermiquement convenables dans la partie sud de leur aire de répartition (Grieve et coll., 2020). Leur comportement sédentaire les rend vulnérables à de telles répercussions. Toutefois, il peut aussi rendre les fermetures spatiales un programme de rétablissement efficace (Kneebone et coll., 2020). On estime qu'entre 1977 et 2010, la population du sud du plateau du Labrador a diminué de 30 % (COSEPAC, 2012f; Curtis, 2017). En 2016, la raie épineuse a été classée dans la liste rouge de l'UICN comme étant vulnérable (Kulka et coll., 2020b).

5.5.2.14 Merluche blanche

La merluche blanche (*Urophycis tenuis*) est présente dans l'Atlantique Nord-Ouest, de la Caroline du Nord au Labrador (Scott et Scott, 1988; COSEPAC, 2013). Les données tirées des relevés multiespèces du navire de recherche du MPO laissent croire qu'un déplacement de l'aire de répartition de la merluche blanche à mesure que des zones à faible densité émergent dans la série chronologique plus récente (de 1995 à 2017) dans les zones sud de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (c.-à-d. les divisions 2J3KL de l'OPANO) (Wells et coll., 2021). Cette espèce est trouvée près du fond et est couramment prise au-dessus de substrats de sédiments fins, y compris la boue, le sable et le gravier, et préfère des températures de l'eau de 4 °C à 8 °C dans les eaux atteignant une profondeur de 800 m (COSEPAC, 2013). Les poissons plus grands se trouvent dans les eaux plus profondes, tandis que les juvéniles occupent généralement des zones peu profondes près des côtes ou des bancs hauturiers peu profonds (COSEPAC, 2013). Les jeunes et les adultes se nourrissent surtout de crustacés et de poissons.

On sait que le frai a lieu du golfe du Maine jusqu'aux eaux au large de Terre-Neuve et se produit au début du printemps ou de l'été à Terre-Neuve (COSEPAC, 2013; MPO, 2016c; Simpson et coll., 2016b). La merluche blanche a une fécondité élevée et des œufs flottants qui sont généralement présents dans la couche d'eau. Les larves restent dans la couche supérieure de l'eau pendant deux à trois mois (selon la température de l'eau) jusqu'à ce qu'elles atteignent une longueur d'environ 50 mm avant de s'installer au fond (COSEPAC, 2013). Les juvéniles nouvellement établis sont liés à une variété de types de substrat, y compris le gravier, la boue et le sable au large de Terre-Neuve (Methven et coll., 2001) et au large du Labrador (Wrobleski et coll., 2007). Les zones côtières et les lits de zostère sont des habitats de croissance importants pour les juvéniles de fond (MPO, 2016c). La merluche blanche peut atteindre une taille maximale de 133 à 135 cm et un poids maximal de 21,5 à 22,3 kg (Markle et coll., 1982).

La population de merluches blanches de l'Atlantique et du Nord du golfe du Saint-Laurent est désignée comme menacée par le COSEPAC. Elle n'a pas de désignation de l'UICN. La surpêche à la fin des années 1980 et au début des années 1990 a été la principale cause du déclin de l'abondance de cette population (COSEPAC, 2013). On suppose que les relevés sismiques peuvent avoir une incidence sur divers stades de la vie des proies de la merluche blanche (Simpson et coll., 2016b).

5.5.2.15 Raie tachetée

La raie tachetée (*Leucoraja ocellata*) est endémique à l'Atlantique Nord-Ouest et du nord du golfe du Saint-Laurent et du sud du Labrador jusqu'au cap Hatteras (Caroline du Nord) (Scott et Scott, 1988; COSEWIC 2015; Kulka et coll., 2020c). Dans les eaux canadiennes, elle se concentre dans trois secteurs : le golfe du Saint-Laurent; l'est de la plate-forme Scotian et le sud de Terre-Neuve; et l'ouest de la plate-forme Scotian, la baie de Fundy et la partie canadienne du banc Georges (COSEPAC, 2015). Les données tirées des relevés multiespèces du navire de recherche du MPO montrent très peu d'enregistrements de la raie tachetée. Toutefois, de faibles densités ont été observées dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES (divisions 2JH de l'OPANO) dans la série chronologique de 1995 à 2017 (Wells et coll., 2021). Une étude récente portant sur la télémétrie acoustique passive a révélé que la raie tachetée est une espèce très mobile. Contrairement à ce que l'on croyait auparavant, elle occupe une vaste aire géographique et se déplace beaucoup dans ces zones (Frisk et coll., 2019).

Elle est principalement présente dans l'eau la plus chaude disponible et évitent les températures inférieures à 2 °C (COSEPAC, 2015). La raie tachetée est une espèce qui vit au fond, surtout à des profondeurs inférieures à 111 m, mais qui peut être présente à des profondeurs allant jusqu'à 371 m (COSEPAC, 2015). La plupart des raies tachetées sont prises à des températures de 5 °C à 16 °C (COSEPAC, 2015). La raie tachetée préfère attaquer le crabe et le calmar. Toutefois, elle attaque aussi l'oursin, le vers annélide, l'amphipode, la crevette, le couteau et mange tout petit poisson qui est facilement disponible (Scott et Scott, 1998; COSEPAC, 2015). À mesure que la taille des raies augmente, les crustacés deviennent une partie moins importante de leur alimentation, tandis que les poissons deviennent plus importants (MPO, 2017).

On croit que les femelles déposent de 40 à 70 sacs ovigères chaque année et que les œufs peuvent prendre de 18 à 22 mois pour se développer (COSEPAC, 2015). Des chercheurs canadiens trouvent régulièrement des sacs ovigères et des jeunes raies tachetées aux zones côtières et aux rives de l'île de Terre-Neuve et quelques-uns au sud du Labrador (commentaires personnels de C. Miri, dans MPO, 2021c). Les raies tachetées à l'extérieur du golfe du Saint-Laurent atteignent la maturité à une longueur totale de 75 cm et à 13 ans. Dans le golfe, elles atteignent la maturité à 42 cm et à 5 ans (COSEPAC, 2015). On estime que la durée d'une génération est de 18 années à l'extérieur du golfe et de 10 années dans le golfe (COSEPAC, 2015). Selon les données de relevé disponibles sur l'est de la plate-forme Scotian au cours des 2,4 dernières générations, l'abondance des individus matures a diminué de 98 % (COSEPAC, 2015).

Les populations de raies tachetées du golfe du Saint-Laurent et de l'est de la plate-forme Scotian et de Terre-Neuve sont désignées comme étant en voie de disparition par le COSEPAC. Le cycle biologique de la raie tachetée comporte des caractéristiques, comme une croissance lente, une maturité tardive et de faibles taux de reproduction, qui rendent cette espèce vulnérable à la surexploitation et réduisent son taux de rétablissement (COSEPAC, 2015; MPO, 2017). La surpêche a contribué au déclin de cette espèce, mais il y a aussi un nombre inhabituellement élevé de mortalités qui ne sont pas liées à la pêche, peut-être en raison de la prédation naturelle par un nombre croissant de phoques gris qui constitue une menace pour la raie tachetée (COSEPAC, 2015). Dans la population de l'est de la plate-forme Scotian et de Terre-Neuve, la biomasse a diminué de 98 % entre 1970 et 2015 (MPO, 2017). En

2020, la raie tachetée a été classée dans la liste rouge de l'UICN comme étant en voie de disparition (Kulka et coll., 2020c).

5.5.2.16 Anguille d'Amérique

L'anguille d'Amérique est une espèce migratrice qui est largement répandue dans les habitats d'eau douce, les estuaires et les eaux marines côtières du littoral de l'Atlantique Nord-Ouest (COSEPAC, 2012g). L'aire de répartition de cette espèce dans l'Atlantique Ouest s'étend de l'Amérique du Sud dans le sud jusqu'au Groenland et à l'Islande dans le nord (COSEPAC, 2012g). Au Canada, elle se trouve aussi loin au nord que la côte du milieu du Labrador (COSEPAC, 2012g). À la côte du milieu du Labrador, l'anguille est souvent présente jusqu'à l'inlet Hamilton et au lac Melville et parfois jusqu'à la baie de Kaipokok, près de Postville (COSEPAC, 2012g).

Les anguilles argentées matures ne frayent qu'une seule fois pendant leur vie, et cela se produit dans la mer des Sargasses (COSEPAC, 2012g). L'éclosion survient de mars à octobre et atteint un sommet en août. Les larves sont transparentes et en forme de saule et sont transportées dans les eaux côtières de l'Amérique du Nord par le Gulf Stream (COSEPAC, 2012g). Après environ 7 à 12 mois, les larves entrent dans la zone du plateau continental et deviennent des civelles qui prennent la forme d'anguilles tout en demeurant transparentes (COSEPAC, 2012g). Les civelles migrent vers les cours d'eau douce côtiers et culminent d'avril à juin à Terre-Neuve. Les civelles finissent par se transformer en anguilles jaunes, qui est la phase de croissance majeure de l'espèce. Les anguilles jaunes passent des années à mûrir dans les cours d'eau et les zones côtières avant de procéder à une transformation majeure en vue de retourner à la mer des Sargasses pour frayer (COSEPAC, 2012g). Les anguilles jaunes demeurent, en moyenne, dans les zones côtières ou en eau douce pendant 9 à 22 ans avant de se métamorphoser morphologiquement et physiologiquement en anguilles argentées (COSEPAC, 2012g). En novembre, les anguilles argentées de Terre-Neuve commencent leur exode vers la mer des Sargasses et parcourent plus de 2 000 km pour frayer.

La population d'anguilles d'Amérique a été examinée à l'aide de données de séries chronologiques pour estimer le pourcentage de variation des indices d'abondance entre les années 1950 et les années 2000. Cet examen a donné lieu à une tendance presque uniformément négative (-7,1 % à -96,2 %) dans l'aire de répartition nord-américaine de l'espèce dans l'ouest, tandis que les tendances étaient mélangées dans la partie est de l'aire de répartition (COSEPAC, 2012g).

L'anguille d'Amérique est désignée comme menacée par le COSEPAC, mais n'est pas inscrite à la liste de la LEP et est désignée comme en voie de disparition par l'UICN (Jacoby et coll., 2017). L'anguille d'Amérique est également désignée comme vulnérable en vertu de l'ESA de Terre-Neuve-et-Labrador. Le gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador (Division de la faune, 2010) a publié un plan de gestion de l'anguille d'Amérique dans la province. À ce jour, aucun habitat essentiel de l'espèce n'a été déterminé dans les zones marines et d'eau douce.

En eau douce, les barrières érigées dans les cours d'eau ont gravement entravé les migrations vers l'amont des anguilles juvéniles si aucun passage de poisson n'est possible (COSEPAC, 2012g). Les turbines des barrages hydroélectriques causent également une mortalité importante à mesure que les poissons qui arrivent à maturité migrent vers l'aval. Parmi les autres menaces pour les anguilles d'Amérique, mentionnons les prises accessoires dans le cadre des pêches, la bioaccumulation de contaminants, le parasite nématode de la vessie natatoire, le changement climatique et les conditions océanographiques changeantes (COSEPAC, 2012g).

5.6 PÉRIODES BIOLOGIQUES VULNÉRABLES DES POISSONS ET DES INVERTÉBRÉS

Les périodes vulnérables des poissons comprennent les périodes de frai et de larves. Le tableau 5.8 décrit les périodes de frai des espèces commercialement pêchées. La plupart des espèces pêchées commercialement frayent au printemps et en été, mais la morue et la raie se reproduisent pendant la majeure partie de l'année. La plupart des stades larvaires et juvéniles de la vie pélagique sont présents dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES à la fin de l'été et à l'automne.

Tableau 5.8 Périodes de frai des espèces de poissons et de mollusques dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES

Espèce	Période de frai
Plie canadienne	Mai-juin
Morue franche	Février-mars à mai
Flétan atlantique	Février à avril
Flétan noir	Hiver ou début du printemps
Sébaste	Mars à juillet
Pétoncle d'Islande	Avril à août
Raie	Toute l'année
Crabe des neiges	Œufs produits au printemps, ruminés par les mères pendant jusqu'à deux ans et éclos à la fin du printemps ou au début de l'été
Plie grise	Mars à septembre
Loups de mer	Avril à octobre et fin de l'automne au début de l'hiver
Grenadier berglax	Hiver au début du printemps
Crevette nordique	Accouplement à la fin de l'été et à l'automne, transport de sept à huit mois et éclosion au printemps

Sources : Scott et Scott, 1988; MPO, 2016a; This Fish, s.d. [a], s.d. [b]

Des mesures d'atténuation précises pour éviter les périodes vulnérables doivent probablement être établies en consultation avec les autorités pour les EE propres aux projets.

5.7 EFFETS POSSIBLES – POISSON ET SON HABITAT

Comme il est indiqué à la section 5.5, un certain nombre d'espèces de poissons se trouvent dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, y compris les espèces de fond et les espèces pélagiques qui occupent la région de façon permanente ou saisonnière pendant des stades de vie précis (p. ex., frai hivernal, croissance). Certaines zones de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES ont été désignées comme des endroits qui fournissent un habitat important ou d'autres fonctions écologiques pour le poisson. Ces zones sont abordées à la section 8.0.

Les sections ci-dessous fournissent une description de haut niveau des effets possibles sur le poisson et son habitat liés aux activités d'exploration et de production de pétrole et de gaz en mer qui peuvent se produire dans les eaux hauturières de la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Cela comprend les interactions et les effets liés aux relevés sismiques et autres relevés d'exploration géophysique, à l'exploration et au forage de production ainsi qu'aux activités de production.
Les effets d'accidents ou de défaillances possibles sur le poisson et son habitat sont évalués séparément dans Accidents (chapitre 12). On trouve ci-dessous des voies pour les interactions avec les activités courantes, et on trouve un aperçu général des effets connus dans les documents scientifiques existants, les séances d'engagement du public et le savoir autochtone, le cas échéant. La présente discussion vise à compléter celle incluse dans le rapport initial sur l'EES (SEM, 2008), en fournissant de nouveaux renseignements qui sont devenus disponibles depuis. Bien que les effets soient déterminés et résumés, une évaluation détaillée de l'importance des effets n'a pas été réalisée. Des évaluations détaillées des effets et des prévisions d'importance seront effectuées au cours d'EE éventuelles propres à un projet, lorsque des renseignements propres à un projet, comme les composantes et l'emplacement, seront disponibles pour faciliter davantage l'orientation de l'évaluation.

5.7.1 Voies possibles

Les interactions possibles entre le poisson et son habitat, et les activités courantes possibles du pétrole et du gaz, y compris les relevés sismiques et géophysiques, l'exploration et le forage de production, et les activités de production, sont liées aux voies suivantes :

Risque de blessures ou de mortalité pour les espèces de poissons en raison de l'exposition au son sous-marin (p. ex., réseaux de sources d'ondes sonores) à distance rapprochée. Cela comprend les effets possibles sur les espèces de poissons mobiles et sédentaires qui peuvent se trouver dans la région au moment du relevé. Par exemple, le Conseil communautaire du NunatuKavut a observé que les relevés sismiques et l'exploitation pétrolière et gazière touchent les populations de crabes (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019).

Évitement par les espèces de poissons ou perturbation de leur comportement dans les zones qui sont autrement occupées en raison de l'exposition des espèces de poissons au son sous-marin, ce qui risque de toucher la présence et l'abondance des espèces de poissons dans une zone.

Contamination possible du poisson et de son habitat en raison des rejets environnementaux des activités

pétrolières et gazières courantes.

Risque de destruction ou de modification permanente de l'habitat du poisson en raison du rejet et de la dispersion des déblais de forage ou du placement d'infrastructures liées au projet dans le milieu marin. Par exemple, le gouvernement du Nunatsiavut a observé que le crabe vit au fond de l'océan et que le forage sur ses lits a une incidence négative sur le stock (SEM, 2008).

Incidence directe possible sur le corail, les éponges, les bryozoaires et d'autres organismes dans la région environnante.

Attraction d'espèces de poissons à l'infrastructure hauturière en raison de la présence d'éclairage artificiel et de rejets courants.

L'introduction d'EAE, comme le membranipore (dont la présence a été confirmée dans le sud du Labrador [MPO, 2021a]), qui peut toucher la présence et l'abondance d'espèces de poissons indigènes par l'entremise d'une mortalité indirecte ou de l'évitement.

La construction et l'installation de centres de forages creusés au large impliquent le dragage pour l'installation de puits sous-marins au-dessous du niveau du fond marin afin de protéger l'équipement contre l'affouillement par les icebergs. La perturbation du fond océanique et les déchets de drague peuvent entraîner des changements dans la qualité de l'habitat, des changements dans la quantité d'habitats ou la mortalité en raison de la sédimentation, de la contamination, de l'augmentation du bruit ou de l'éclairage.

5.7.2 Aperçu des effets

Le tableau 5.9 présente un résumé des interactions et des effets environnementaux connus qui ont été consignés par la littérature scientifique, le savoir autochtone et la participation des intervenants, dans la mesure du possible. Les exploitants peuvent planifier en conséquence pour réduire le risque d'interactions au moyen de mesures d'atténuation applicables (section 5.7.3).

En ce qui a trait aux interactions entre les activités pétrolières et gazières et le poisson et son habitat, et aux effets possibles de ces interactions, l'ampleur et les caractéristiques de ces interactions et de leurs effets possibles dépendent du projet et de ses activités. Par exemple, les interactions entre les activités pétrolières et gazières avec des délais plus courts, comme les relevés sismiques, ont une période d'interaction plus courte et une zone d'effet plus grande par rapport aux espèces de poissons et à leurs habitats connexes. De même, les activités pétrolières et gazières, comme les projets de production, qui ont une durée de vie plus longue que les programmes d'exploration et qui peuvent comprendre plus de composantes et d'infrastructures connexes, ont probablement un potentiel accru d'interaction, car des aspects du projet (p. ex., l'infrastructure à long terme et le forage) sont réalisés en permanence et sur une plus longue période. Par conséquent, les EE propres à un projet effectuent des évaluations plus détaillées des effets afin de caractériser les effets possibles et leur importance connexe en se fondant sur les renseignements propres au projet.

Tableau 5.9 Sommaire des effets environnementaux possibles des activités courantes sur le poisson et son habitat, y compris les espèces en péril

Composantes et activités	Interaction environnementale possible	Sommaire des effets environnementaux connus et possibles selon la littérature et le savoir autochtone disponibles
Relevés géophysiques		
Réseaux de sources d'ondes sonores	• Blessures ou mortalité • Perturbation ou évitement d'une zone • Changements comportementaux	• Les espèces de poissons peuvent présenter toute une gamme d'effets, y compris les blessures physiques ou la mortalité, les effets comportementaux et les effets physiologiques. • Les réactions comportementales et physiologiques varient selon les espèces et selon le réseau sismique utilisé. Par exemple, les poissons d'eau profonde sans vessies natatoires (p. ex., flétan du Groenland) peuvent être moins vulnérables aux effets des relevés sismiques (Boertmann et Mosbech, 2011). • La plus grande partie de l'énergie sonore produite par un réseau de canons à air est de 10 à 300 Hz, où les niveaux les plus élevés sont à des fréquences inférieures à 100 Hz. Les fréquences d'émissions des canons à air sont donc comprises dans la bande auditive de la plupart des espèces de poissons et peuvent donc être audibles, et elles peuvent toucher le comportement des poissons à des distances où les niveaux sont suffisamment élevés (AMEC, 2014). • Selon les conditions environnementales et les niveaux de source des canons à air, les effets des réseaux de sources sonores provenant des relevés peuvent être détectés à moins de 1 km à plus de 10 km de la source sonore (AMEC, 2014). • Les réactions comportementales des espèces de poissons au bruit sous-marin dépendent d'un certain nombre de facteurs, notamment, mais sans s'y limiter : espèce, stade de vie, intensité du son et distance de la source. Ces effets comportementaux comprennent l'évitement possible de poissons individuels ainsi que les effets physiologiques possibles lorsque les poissons sont continuellement exposés au bruit (Clark et coll., 2016). • Des niveaux élevés de bruit peuvent provoquer divers types de réactions comportementales chez les poissons et les invertébrés marins, dont certaines peuvent avoir des répercussions négatives sur une population (p. ex., taux réduit de recherche de nourriture ou d'évitement de prédateurs), et d'autres qui peuvent ne pas présenter de risque global (p. ex., brève réaction de surprise) (Carroll et coll., 2017). • Les études de plusieurs auteurs (McCauley et coll., 2000a, 2000b; Parry et Gason, 2006; Popper et Hastings, 2009; Popper et coll., 2014) ont observé un ensemble de réactions comportementales des espèces de poissons aux réseaux de sources sonores sous-marines, y compris une modification de la répartition spatiale et de la profondeur, et des changements dans l'activité, comme l'augmentation de la recherche d'un refuge ou la formation de bancs de poissons. • Solan et coll. (2016) ont noté que les invertébrés marins exposés à des sons géophysiques font preuve de surprise ou de stress, mais souvent n'adoptent pas nécessairement des comportements d'évitement (Carroll et coll., 2017). • L'accoutumance potentielle à l'exposition répétée à des canons à air a été démontrée chez différentes espèces de poissons dans le monde entier (Carroll et coll., 2017), ce qui indique que certaines espèces peuvent tolérer l'exposition au bruit sous-marin au fil du temps.

		• Les pétoncles ont montré une réponse distincte de « broncher » en réaction à l'exposition au son sismique (Day et coll., 2016). • Les études réalisées par plusieurs auteurs ont indiqué que les blessures ou la mortalité possibles des espèces de plancton et de poisson au début de la vie (œufs et larves) sont limitées à quelques mètres d'un réseau de sources sonores (Pearson et coll., 1994; Payne, 2004; Payne et coll., 2009; Cox et coll., 2011; Popper et coll., 2014).

Tableau 5.9 Sommaire des effets environnementaux possibles des activités courantes sur le poisson et son habitat, y compris les espèces en péril

Composantes et activités	Interaction environnementale possible	Sommaire des effets environnementaux connus et possibles selon la littérature et le savoir autochtone disponibles
		• Il existe peu de preuves indiquant que les blessures physiques et la mortalité de certaines espèces de poissons ont lieu à des distances supérieures à plusieurs mètres de la source en raison du comportement d'évitement des organismes marins mobiles (Popper et Hastings, 2009; Popper et coll., 2014). • Le MPO a indiqué qu'il n'y a pas eu de cas consignés de mortalité de poisson exposé à des sons sismiques dans des conditions d'exploitation sur le terrain (MPO, 2004b; Payne, 2004), et dans l'ensemble, l'exposition au son sismique est considérée comme peu susceptible de causer une mortalité directe du poisson, principalement en raison des réactions comportementales chez les poissons d'éviter la zone touchée (McCauley et coll., 2000a, 2000b). • Les sources de sons sismiques peuvent tuer les poissons et perturber la vie marine dans la zone d'activité (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019) • Les sources sonores sismiques peuvent avoir des effets létaux ou sublétaux sur le plancton à courte distance (<5 m) de la source sonore (Ostby et coll., 2003, dans Boertmann et Mosbech, 2011). • Des études sur le terrain des populations d'invertébrés adultes n'ont révélé aucune augmentation de la mortalité due à l'exposition aux canons à air chez les pétoncles jusqu'à dix mois après l'exposition (Parry et coll., 2002; Harrington et coll., 2010; Przeslawski et coll., 2016), les palourdes deux jours après l'exposition (La Bella et coll., 1996) ou les homards jusqu'à huit mois après l'exposition (Payne et coll., 2007; Day et coll., 2016). • On dispose de peu de renseignements sur la perte auditive permanente chez les poissons résultant de l'exposition à des sons de haute intensité, bien que ce type de réponse physique puisse être considéré comme moins probable étant donné la capacité des poissons à régénérer des cellules sensorielles perdues ou endommagées de l'oreille (Smith, 2016). • Il y a un nombre croissant de publications qui montrent que les sons anthropiques qui dépassent le bruit ambiant normal peuvent entraîner un changement temporaire de la sensibilité auditive dont l'animal se rétablit au fil du temps, connu sous le nom de changement de seuil temporaire (Carroll et coll., 2017). • McCauley et coll. (2003) ont démontré que l'exposition à des émissions répétées d'un canon à air unique (1 m de 222,6 dB voir 1 µPa) de 5 à 300 m a causé des dommages aux cellules capillaires sensorielles dans l'oreille interne de la dorade du Pacifique (*Pagrus auratus*). Bien qu'aucune mortalité n'ait été observée, il y a eu peu de preuves de réparation ou de remplacement de cellules sensorielles endommagées jusqu'à 58 jours après l'exposition. • D'autres études ont trouvé peu ou aucune preuve de dommage auditif chez les poissons à la suite d'une exposition à des canons à air sismiques (malgré certains poissons montrant une perte auditive temporaire) (Popper et coll., 2005; Song, 2008; McCauley et Kent, 2012). • Christian et coll. (2003) ont constaté qu'il n'y a pas de lien entre les relevés sismiques effectués dans la zone côtière Canada–Terre-Neuve-et-Labrador et la santé des espèces de crabes des neiges dans le

		cadre d'une pêche commerciale (cité dans Morris et coll., 2018). • Des changements dans la répartition et l'abondance du crabe ont été observés à la suite de relevés sismiques au Labrador (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019).

Tableau 5.9 Sommaire des effets environnementaux possibles des activités courantes sur le poisson et son habitat, y compris les espèces en péril

Composantes et activités	Interaction environnementale possible	Sommaire des effets environnementaux connus et possibles selon la littérature et le savoir autochtone disponibles
		• Une étude de contrôle-d'analyse de l'incidence avant-après de 2015 à 2017, fondée sur la télémétrie de positionnement, a déterminé que l'activité sismique a eu des effets plutôt faibles sur le comportement du crabe mâle et qu'elle n'est pas susceptible de constituer une menace majeure pour la pêche commerciale du crabe, bien que les effets des relevés sismiques n'aient pas pu être complètement écartés (Coté et coll., 2020). • Une étude de contrôle-d'analyse de l'incidence avant-après en 2017 et en 2018 n'a pas non plus pu écarter complètement les effets des relevés sismiques. Toutefois, on a déterminé que ces effets étaient de faible échelle tant dans le temps (c.-à-d. que les taux de prise reviennent à la normale après une période de deux semaines) que dans l'espace (taux de prise touchés dans un rayon de <30 km) (Morris et coll., 2020). • Les invertébrés sont généralement considérés comme moins vulnérables aux traumatismes liés au bruit que les mammifères marins et les espèces de poissons parce qu'ils n'ont pas d'espaces remplis de gaz (Edmonds et coll., 2016). • Les études sismiques peuvent aussi entraîner des répercussions chroniques (p. ex., l'élévation des neurohormones, comme l'adrénaline et le cortisol, qui se produisent souvent chez les poissons dans des conditions stressantes) ainsi que des effets sur la reproduction (Payne et coll., 2008). • Les larves de pétoncles exposées à des reprises d'impulsions sismiques ont présenté des retards de développement, et 46 % ont présenté des anomalies corporelles (de Soto et coll., 2013). • Les lignes directrices sur l'exposition sonore des œufs et des larves établies par Popper et coll. (2014) laissent croire que la mortalité ou les blessures physiques possibles des œufs et des larves provenant de sources sismiques peuvent résulter d'un niveau d'effets sonores cumulatifs supérieur à 210 dB voir 1 µPa/s ou d'un niveau de pression acoustique de crête supérieur à 207 dB voir 1 µPa. • Certaines espèces peuvent s'habituer au son, le calmar affichant moins de réactions d'alarme pendant l'exposition subséquente au bruit des canons à air (Fewtrell et McCauley, 2012). • Les réponses larvaires aux relevés sismiques peuvent varier considérablement d'un adulte à l'autre pour certaines espèces. Les larves de certains groupes (p. ex., plies, poissons plats, gobies) ont des vessies natatoires qui sont perdues au moment de l'installation à titre de juvéniles. Ces stades précoces peuvent donc être plus sensibles au son sous-marin que les stades plus vieux (Carroll et coll., 2017). • Il a été démontré que les navires constituent la principale voie d'introduction d'espèces envahissantes dans l'Arctique (Chan et coll., 2019; MPO, 2019e). • Le Conseil communautaire du NunatuKavut s'est dit préoccupé par les effets des relevés sismiques sur le poisson et son habitat (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019).

Tableau 5.9 Sommaire des effets environnementaux possibles des activités courantes sur le poisson et son habitat, y compris les espèces en péril

Composantes et activités	Interaction environnementale possible	Sommaire des effets environnementaux connus et possibles selon la littérature et le savoir autochtone disponibles
Mouvement des navires de soutien ou des navires-citernes	• Blessures ou mortalité • Perturbation ou évitement d'une zone • Changements comportementaux • Introduction d'EAE	• On a observé que le bruit des navires masque l'environnement acoustique des espèces de poissons et influe sur le comportement des poissons (Slabbekoorn et coll., 2010; Wale et coll. 2013a, 2013b; Morley et coll., 2014). • Le bruit généré par le trafic et l'utilisation des navires peut être transmis par l'eau et peut causer l'évitement ou l'attraction de certaines espèces (Røstad et coll., 2006; De Robertis et Handegard, 2013). • Les effets sonores des navires sont temporaires et sont généralement limités à la durée des émissions sonores ou aux jours qui suivent (Popper et Hastings, 2009). • Les émissions d'éclairage provenant des navires peuvent attirer le plancton phototaxique et les poissons charognards, et peuvent favoriser les possibilités de recherche de nourriture et accroître les interactions prédateur-proie (Keenan et coll., 2007; Cordes et coll., 2016). • Il a été démontré que les navires constituent la principale voie d'introduction d'espèces envahissantes dans l'Arctique (Chan et coll., 2019; MPO, 2019e).
Activités d'exploration et de production		

Présence et exploitation de structures extracôtières et terrestres, y compris le forage, l'éclairage et le bruit	• Blessures ou mortalité des espèces de poissons • Évitement ou attraction des espèces de poissons vers des structures hauturières ou côtières • Changements comportementaux • Introduction d'EAE	• La possibilité de colonisation causée par la présence d'infrastructures dans l'eau et la présence de feux sur les installations de forage et de production peuvent créer un effet de récif où les espèces de poissons peuvent s'agréger en raison de l'augmentation des possibilités d'alimentation et d'abris (Picken et McIntyre, 1989; Røstad et coll., 2006; Slabbekoorn et coll., 2010). • L'éclairage provenant de l'infrastructure pétrolière et gazière peut attirer le plancton phototaxique et accroître la capture de proies par les poissons et d'autres espèces (Keenan et coll., 2007; Cordes et coll., 2016). • Hoolihan et coll. (2014) ont indiqué que le thon à nageoires jaunes est connu pour son rassemblement autour des plates-formes de production parce qu'il s'agit d'un mangeur visuel et qu'il peut chasser plus efficacement dans les eaux environnantes mieux éclairées. • Les effets des récifs sont plus importants aux plates-formes de production qu'aux installations de forage, car la quantité de structure sous-marine est moins élevée et la durée de l'interaction est beaucoup plus courte (LGL Limited et coll., 2000). • Le bruit devrait toucher le poisson et son habitat à proximité des activités futures (Conseil communautaire du NunatuKavut, 2019). • Les plates-formes pétrolières extracôtières favorisent l'établissement d'espèces d'invertébrés non indigènes (envahissantes) (Simons et coll., 2016; Viola et coll., 2019). • Le forage exploratoire peut entraîner des perturbations physiques (p. ex., installation de plates-formes comme les ancres, forage à trou de voûte, placement de l'équipement, abandon du puits), sédimentaires (p. ex., activités d'ancrage, forage à trou de voûte) et chimiques (p. ex., ciment, déblais de forage) des coraux et des éponges (MPO, 2021b). • Le dragage pour les centres de forage excavés peut entraîner des changements dans la qualité de l'habitat, des changements dans la quantité d'habitats ou la mortalité en raison de la sédimentation, de la contamination, de l'augmentation du bruit ou de l'éclairage (Van Dalfsen et coll., 2000; Smith et Rule, 2001; Board, Ocean Studies and National Research Council, 2002; Amoser et Ladich, 2003; Smith et coll., 2004, 2006, 2008; Slabbekoorn et coll., 2010; Bell et coll., 2015).

Tableau 5.9 Sommaire des effets environnementaux possibles des activités courantes sur le poisson et son habitat, y compris les espèces en péril

Composantes et activités	Interaction environnementale possible	Sommaire des effets environnementaux connus et possibles selon la littérature et le savoir autochtone disponibles
Mouvement des navires de soutien, des navires-citernes et des aéronefs	• Blessures ou mortalité • Évitement ou attraction aux navires et aux aéronefs • Changements comportementaux • Introduction d'EAE	• Voir ci-dessus pour un résumé des effets du mouvement des navires.
Profils sismiques verticaux et autres relevés	• Blessures ou mortalité	• Semblable aux relevés géophysiques mentionnés ci-dessus
Mise à l'essai de l'écoulement du puits et torchage	• S.O.	• S.O.

Décharges courantes, y compris les boues et les déblais de forage, les eaux usées, le drainage des ponts, l'eau de cale et de refroidissement, les solutions nettoyantes, l'eau produite et d'autres déchets	• Blessures ou mortalité des espèces de poissons • Destruction ou modification de l'habitat du poisson • Évitement ou attraction aux unités mobiles de forage en mer • Changements comportementaux	• Il a été démontré que les opérations de forage ont une incidence sur les communautés benthiques (y compris les coraux) par l'entremise de perturbations physiques et d'une sédimentation accrue (Bakke et coll., 2013; Cordes et coll., 2016). • Hurley et Ellis (2004) ont examiné les résultats des programmes d'étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) sur la côte est du Canada et ont conclu que des changements dans la diversité et l'abondance des organismes benthiques étaient généralement détectés à moins de 1 000 m des sites de forage et, le plus souvent, à moins de 50 à 200 m des sites de forage, le cas échéant. • Netto et coll. (2008) indiquent que la réponse des communautés benthiques aux déblais de forage dépend des types de fluides de forage utilisés. • Par exemple, l'exposition à des boues à base d'eau à faible concentration n'a pas montré de toxicité pour les pétoncles géants, les polychètes, les amphipodes, les crevettes et diverses autres espèces de poissons (Cranford et coll., 1999; Neff, 2010). • L'exposition continue de l'éponge *Geodia barretti* à la composante barytine des boues à base d'eau a donné lieu à des preuves d'effets toxiques et de stress. Ces effets ont été réduits ou n'ont pas été observés à des concentrations de barytine inférieures (moins de 10 mg/L) ou si l'exposition était intermittente (Edge et coll., 2016). • On ne s'attend pas à ce que les mangeurs mobiles d'espèces benthiques, y compris le crabe des neiges, accumulent des métaux à partir de boues à base d'eau en raison de la superficie relativement petite touchée par rapport à l'aire de répartition plus vaste de l'espèce (Bakke et coll., 2013). • La dégradation des composants organiques dans les boues de forage peut entraîner des réactions d'eutrophisation, qui peuvent créer des environnements anoxiques localisés (Schaanning et coll., 2008; Trannum et coll., 2010). Ces zones sont généralement localisées, à moins de 250 m à 500 m du site de forage (Bakke et coll., 2013; DeBlois et coll., 2014). • Les expériences de toxicité avec des poissons ont indiqué que la toxicité aiguë des boues synthétiques était généralement faible et inférieure aux lignes directrices environnementales. Toutefois, il y a eu des effets possibles sur la santé causés par une exposition chronique aux déblais liés aux boues synthétiques (Jagwani et coll., 2011; Gagnon et Baktyar, 2013; Vincent-Akpu, 2013). • Les effets possibles de l'élimination des déblais de forage liés à la boue synthétique sont une modification possible des habitats marins et la création d'environnements anoxiques locaux par l'eutrophisation locale de la dégradation des composants organiques de la boue synthétique (Schaanning et coll., 2008; Ellis et coll., 2012).

Tableau 5.9 Sommaire des effets environnementaux possibles des activités courantes sur le poisson et son habitat, y compris les espèces en péril

Composantes et activités	Interaction environnementale possible	Sommaire des effets environnementaux connus et possibles selon la littérature et le savoir autochtone disponibles
		• Deblois et coll. (2014) n'ont trouvé aucun effet biologique chez le pétoncle d'Islande ou la plie canadienne pris à 1 km du champ pétrolifère Terra Nova à la suite de rejets de boue synthétique. • Les effets environnementaux possibles du rejet de fluides de forage et des déblais de forage connexes sont principalement pertinents pour l'environnement benthique et les espèces qui ne peuvent pas se déplacer pour éviter les dépôts de déblais de forage (International Association of Oil and Gas Producers [IOGP], 2016). • Les espèces sessiles sont souvent des organismes d'alimentation en suspension dont les structures d'alimentation peuvent être obstruées par des sédiments en suspension et en resuspension en raison du dépôt de déblais (Neff et coll., 2000; Smit et coll., 2006). • Les déblais de forage peuvent influer sur la composition des fonds marins en modifiant la composition de la communauté benthique en fonction de l'évolution de l'habitat du poisson (Smit et coll., 2006, 2008). • Les effets possibles des sédiments en suspension sur les éponges peuvent inclure l'obstruction des structures d'alimentation, l'étouffement et l'abrasion (Bell et coll., 2015). • Les éponges larvaires sont plus sensibles à la sédimentation, ce qui entraîne une mortalité larvaire plus élevée et une diminution de l'installation (Maldonado et coll., 2008; Bell et coll., 2015). • Bien qu'un certain nombre d'études aient montré qu'une profondeur d'enfouissement inférieure ou égale à 6,5 mm est considérée comme le seuil d'absence d'effet prévu pour la sédimentation non toxique fondée sur des espèces d'invertébrés benthiques (Kjeilen-Eilertsen et coll., 2004; Smit et coll., 2006, 2008), d'autres études laissent croire que le seuil est plus bas. On a observé une mortalité attribuable à des blessures et des polypes sur le récif corallien d'eau froide *Lophelia pertusa* dans des expériences en laboratoire sur le dépôt de 6,5 mm de déblais de forage de boues à base d'eau (Larsson et Purser, 2011). Il s'agit d'une valeur moyenne, et certaines espèces peuvent subir des effets néfastes à des profondeurs d'enfouissement plus ou moins grandes. Par exemple, la modification de la sédimentation par une ophiure et un bivalve a été réduite dans une expérience de microcosme d'aquarium avec dépôt de déblais de forage de boues à base d'eau de 2,5 mm (Trannum, 2017). Étant donné que le seuil sans effet prévu est fondé sur des tolérances moyennes, l'approche prudente proposée par Kjeilen-Eilertsen et coll. (2004) a été de fixer une limite inférieure en soustrayant 0,5 cm de la valeur du seuil sans effet prévu dérivée. Par conséquent, 1,5 mm est suggéré comme seuil sans effet prévu plus prudent (Kjeilen-Eilertsen et coll., 2004). Le MPO élabore actuellement des lignes directrices opérationnelles pour le forage exploratoire afin de réduire les répercussions possibles sur les coraux et les éponges au large de Terre-Neuve-et-Labrador. Le Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) coordonne l'examen scientifique par les pairs et les avis scientifiques du MPO. En janvier 2020, le SCCS a organisé une réunion d'examen par les pairs afin de recueillir des avis scientifiques sur l'évitement et l'atténuation des répercussions importantes sur les coraux

		et les éponges au cours des programmes de forage exploratoire au large de Terre-Neuve-et-Labrador. Le SCCS a publié un rapport scientifique consultatif sur ce sujet en juillet 2021 (MPO, 2021b)[1]. Les avis scientifiques contenus dans le rapport consultatif scientifique (MPO, 2021b) ainsi que d'autres sources de renseignements, comme les pratiques exemplaires internationales en matière de gestion, les politiques pertinentes et d'autres considérations éclairent l'orientation opérationnelle du MPO.

[1] Le rapport complet du SCCS peut être consulté ici : https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/40988673.pdf.

Tableau 5.9 Sommaire des effets environnementaux possibles des activités courantes sur le poisson et son habitat, y compris les espèces en péril

Composantes et activités	Interaction environnementale possible	Sommaire des effets environnementaux connus et possibles selon la littérature et le savoir autochtone disponibles
		• Le rétablissement des zones d'effets biologiques des rejets de déblais de forage varie considérablement, car il est influencé par l'ampleur et la fréquence des perturbations, la distance avec les colonisateurs de source et les conditions environnementales locales (Gates et Jones, 2012). • Les rejets courants de l'infrastructure extracôtière peuvent entraîner un enrichissement biologique localisé et attirer des espèces de poissons dans la région. • Les effets de l'eau produite ne sont pas connus de manière définitive, mais on s'inquiète des effets à long terme, notamment des perturbateurs hormonaux des phénols, des éléments radioactifs et des nutriments (Boertmann et Mosbech, 2011). Une étude a consigné des preuves de résidus d'hydrocarbures aromatiques polycycliques dans la morue et les moules situées près des plates-formes pétrolières, mais a également noté que les concentrations dans la morue demeuraient inférieures à celles observées dans les zones côtières (Hylland et coll., 2008).
Abandon de puits	• Blessures ou mortalité des espèces de poissons • Destruction ou modification de l'habitat du poisson	• Si des explosifs sont utilisés pendant le processus d'abandon de puits, les ondes de choc soudaines et aiguës produites par l'explosion sous-marine peuvent blesser et tuer les poissons à proximité de l'explosion. • L'utilisation d'explosifs peut entraîner la destruction ou la modification de l'habitat du poisson.

En ce qui a trait aux interactions et aux effets possibles des activités pétrolières et gazières ainsi qu'au poisson et à son habitat, l'ampleur et les caractéristiques de ces interactions et de leurs effets possibles dépendent du projet et de ses activités. Par exemple, les interactions entre les activités pétrolières et gazières avec des délais plus courts, comme les relevés sismiques, ont une période d'interaction plus courte avec les espèces de poissons et leurs habitats connexes. De même, les activités pétrolières et gazières, comme les projets de production, qui ont une durée de vie plus longue que les programmes d'exploration et peuvent comprendre plus de composantes et d'infrastructures connexes, ont probablement un potentiel accru d'interaction, car des aspects du projet (p. ex., l'infrastructure à long terme et le forage) sont réalisés en permanence et sur une plus longue période. Par conséquent, les EE propres à un projet effectuent des évaluations plus détaillées des effets afin de caractériser les effets possibles et leur importance connexe en se fondant sur les renseignements propres au projet.

5.7.3 Mesures d'atténuation pour le poisson et son habitat

Le tableau 5.10 présente une liste des mesures d'atténuation que les exploitants de pétrole et de gaz extracôtiers ont décelées dans le cadre des EE antérieures et actuelles pour les projets pétroliers et gaziers se déroulant dans la zone extracôtière Canada–Terre-Neuve-et-Labrador en fonction des exigences réglementaires et de la pratique courante, et qui peuvent également être appliquées aux activités pétrolières et gazières possibles dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Ces mesures d'atténuation s'appuient sur celles mises en évidence dans le rapport initial sur l'EES et sont conçues pour réduire le risque d'interaction et les effets environnementaux connexes des activités pétrolières et gazières extracôtières possibles sur le poisson et son habitat. Les engagements normalisés de surveillance et de suivi ainsi que les mesures d'atténuation émergentes sont également pris en compte dans la présente section, à la suite du tableau.

Tableau 5.10 Sommaire des mesures d'atténuation normalisées des répercussions sur l'environnement pour le poisson et son habitat, y compris les espèces en péril

Mesures d'atténuation	Applicabilité		
	Relevés géophysiques	Forages d'exploration et de production	Production pétrolière et gazière
Lorsque cela est techniquement et économiquement réalisable[1], éviter les EEP, les espèces et zones ou périodes sensibles dans le cadre de la planification et de la réalisation des activités pétrolières et gazières. Cela comprend les périodes qui peuvent être utilisées pour la migration ou d'autres activités importantes. Les mesures d'atténuation peuvent comprendre les zones tampons ou l'évitement temporel des espèces de poissons.	•	•	•
Utiliser une période graduelle « d'intensification » avant une étude géophysique ou un profilage sismique vertical, compte tenu de l'énoncé de pratique canadienne en matière d'atténuation du son sismique dans le milieu marin, pour permettre aux espèces de poissons mobiles de s'éloigner de la zone si elles sont perturbées par les niveaux sonores sous-marins liés au réseau de sources sonores.	•	•	

Effectuer des relevés avant le forage du fond marin au site de forage afin d'évaluer la présence possible de dangers et de microhabitats benthiques sensibles ou d'espèces benthiques sensibles, comme les coraux, avant une campagne de forage, et appliquer une distance de recul appropriée ou d'autres approches d'évitement approuvées si de tels dangers, habitats ou espèces sont décelés.		•	•

Tableau 5.10 Sommaire des mesures d'atténuation normalisées des répercussions sur l'environnement pour le poisson et son habitat, y compris les espèces en péril

Mesures d'atténuation	Applicabilité		
	Relevés géophysiques	Forages d'exploration et de production	Production pétrolière et gazière
Traiter les rejets opérationnels (comme les eaux usées, le drainage des ponts, l'eau de cale ou de refroidissement, les solutions de nettoyage, l'eau produite, d'autres déchets) avant leur rejet, conformément aux Directives sur le traitement des déchets extracôtiers (DTDE) et aux autres règlements et normes applicables.	●	●	●
Dans la mesure du possible, réinjecter l'eau produite ou les boues.			●
Respecter la Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires sous l'égide de l'Organisation maritime internationale (OMI) pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et des sédiments des navires (OMI, 2004) afin de réduire le risque d'invasion par les EAE.	●	●	●
Installer et utiliser des séparateurs huile-eau pour traiter le drainage du pont contenu, avec l'huile collectée stockée et éliminée conformément aux exigences réglementaires applicables.		●	●
L'eau contaminée par des hydrocarbures générée lors des essais d'écoulement peut être atomisée dans la torchère (à l'aide de brûleurs à haute efficacité) pendant les essais d'écoulement de puits ou expédiée à terre aux fins d'élimination.		●	●
Réduire les rejets environnementaux et les émissions découlant des opérations et activités prévues dans la mesure où cela est techniquement et économiquement réalisable[1], et se conformer aux règlements et normes pertinents.	●	●	●
Sélectionner et filtrer les produits chimiques conformément aux Lignes directrices sur la sélection des produits chimiques pour les activités de forage et de production sur les terres domaniales extracôtières.		●	●
Effectuer la manipulation, l'entreposage, le transport et l'élimination des déchets solides et dangereux à terre.	●	●	●
Sélectionner les liquides de forage non toxiques, y compris l'utilisation de boues à base d'eau, lorsque cela est techniquement et économiquement réalisable[1].		●	●
Retourner les déblais de forage liés à la boue synthétique à la plate-forme de forage pour traitement, conformément aux lignes directrices et aux exigences pertinentes, avant leur rejet sous la surface dans le milieu marin.		●	●
Éliminer les boues synthétiques usées ou excédentaires (qui ne sont pas réutilisés) à terre dans une installation approuvée et conformément aux exigences réglementaires applicables.		●	●

Utiliser les navires, les plates-formes et l'équipement locaux lorsque cela est techniquement et économiquement réalisable[1], et adhérer à la *Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires* (OMI, 2004) sous l'égide de l'Organisation maritime internationale (OMI) afin de réduire le risque d'invasion par les EAE, avec les activités de ballast et de déballastage menées conformément au *Règlement sur le contrôle et la gestion de l'eau de ballast* en vertu de la *Loi sur la marine marchande du Canada*. Drake et coll. (2020) ont recommandé un protocole d'échange et la réalisation d'un traitement par les navires entrant dans les eaux canadiennes. Il est reconnu que ce protocole est en contradiction avec les règlements actuels de la Convention de l'OMI.	•	•	•

Tableau 5.10 Sommaire des mesures d'atténuation normalisées des répercussions sur l'environnement pour le poisson et son habitat, y compris les espèces en péril

Mesures d'atténuation	Applicabilité		
	Relevés géophysiques	Forages d'exploration et de production	Production pétrolière et gazière
Inspecter régulièrement les coques des navires, les plates-formes de forage et l'équipement pour les EAE et effectuer des travaux de suivi connexes.	●	●	●
Réduire la quantité, l'intensité, la durée et la fréquence de l'éclairage artificiel dans la mesure où cela est techniquement et économiquement réalisable[1] sans compromettre la sécurité. Il peut s'agir de méthodes comme éviter l'utilisation d'éclairage inutile, l'utilisation de lumières stroboscopiques la nuit avec un minimum de clignotements par minute et l'ombrage, et orienter les lumières vers le pont.	●	●	●
Mettre en œuvre les mesures suivantes dans la mesure où cela est techniquement et économiquement réalisable[1] : réduire le trafic maritime et aérien lié au projet, et utiliser les itinéraires de voyage existants et communs dans la mesure du possible; réduire les vitesses de passage des navires, sauf si cela n'est pas possible pour des raisons de sécurité; et éviter les opérations aériennes à basse altitude.	●	●	●
Utiliser des procédures mécaniques pendant les activités d'achèvement et d'abandon des puits lorsque cela est techniquement et économiquement réalisable[1], et concevoir de façon proactive des structures de puits pour faciliter cela.		●	●
Si l'utilisation d'explosifs est nécessaire (par exemple, pour le dynamitage lors de l'abandon du puits), planifier adéquatement ces activités afin d'éviter les périodes biologiquement sensibles; fixer les charges sous la surface des sédiments, réduire la quantité d'explosifs utilisés et éviter l'utilisation d'explosifs détonants; et décaler les explosions individuelles. Suivre les Lignes directrices concernant l'utilisation d'explosifs à l'intérieur ou à proximité des eaux de pêches canadiennes du MPO.		●	●
Élaborer et mettre en œuvre des plans et des procédures de prévention et d'intervention en cas de déversement. Ces plans et procédures doivent être élaborés en liaison avec les groupes autochtones, examinés et approuvés par l'Office Canada–Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers (C-NLOHE), mis en œuvre de façon continue ou selon les besoins, et mis à jour régulièrement.	●	●	●
Élaborer et mettre en œuvre d'autres plans et programmes requis, y compris pour la surveillance de l'environnement physique, la suspension des opérations dans des conditions météorologiques et océanographiques défavorables, l'évitement des collisions et des risques, la gestion des glaces, le contrôle des puits, la disponibilité et les procédures de déploiement des cuves de recouvrement, et la surveillance des effets environnementaux en cas de déversement.	●	●	●

Remarque :
[1] Le caractère réalisable sur le plan technique et économique est déterminé par l'exploitant et examiné par l'C-NLOHE en consultation avec les ministères experts, le cas échéant (p. ex., MPO, Environnement et Changement climatique Canada [ECCC], Transports Canada).

Bien qu'une liste de mesures d'atténuation standard ait été fournie dans le présent rapport concernant les interactions environnementales avec le poisson marin et son habitat, elle ne présume pas que des mesures d'atténuation supplémentaires ne seront pas nécessaires ou incluses dans les EE propres au projet. Des mesures d'atténuation techniquement et économiquement réalisables et la nécessité de mesures d'atténuation supplémentaires propres à un projet sont déterminées au cas par cas par l'examen réglementaire des programmes proposés dans l'environnement extracôtier. Un certain nombre de facteurs sont pris en compte, comme l'emplacement du projet ou la proximité de zones vulnérables (p. ex., zones benthiques importantes [ZBI], zones d'importance écologique et biologique [ZIEB], etc.), la période de l'année et les composantes connexes du projet.

L'évaluation régionale du forage exploratoire du pétrole et du gaz extracôtiers à l'est de Terre-Neuve-et-Labrador (évaluation régionale) (Bangay et coll., 2020), qui vient d'être achevée a permis de déterminer plusieurs engagements ou exigences de surveillance et de suivi normalisés qui ont été inclus dans diverses EE ou conditions d'approbation d'EE des programmes de forage extracôtier dans la zone extracôtière Canada–Terre-Neuve-et-Labrador, y compris les engagements et les exigences suivantes qui sont pertinentes aux effets possibles sur le poisson :

- **Déblais de forage** : Pour chaque puits foré, l'exploitant doit mesurer la concentration de boue synthétique retenue par les déblais de forage déchargés, comme il est décrit dans les DTDE, afin de vérifier que cela répond aux objectifs de rendement pertinents et de déclarer les résultats à l'C-NLOHE.
- **Dépôt des sédiments et habitats benthiques** : Pour le premier puits de chaque permis d'exploration (EL), tout puits situé dans une zone désignée par les relevés des fonds marins comme étant un habitat benthique vulnérable, tout puits situé dans une zone spéciale désignée comme telle en raison de la présence d'espèces vulnérables de coraux et d'éponges ou tout puits situé près d'une zone spéciale dont laquelle la modélisation des déblais de forage prévoit des effets négatifs possibles dans la zone, l'exploitant doit élaborer et mettre en œuvre, en consultation avec le MPO et l'C-NLOHE, un suivi qui comprend :
  - Mesure de l'étendue et de l'épaisseur des dépôts de sédiments après le forage pour vérifier les prédictions de la modélisation des dépôts de déchets de forage.
  - Relevés sur la faune benthique pour vérifier l'efficacité des mesures d'atténuation.
  - Établissement de rapports, y compris une comparaison des résultats de la modélisation avec les résultats in situ, dans un délai de 60 jours à l'C-NLOHE.
- **Bruit sous-marin** : Pour le premier puits de chaque EL, l'exploitant doit élaborer et mettre en œuvre, en consultation avec le MPO et l'C-NLOHE, un programme de suivi qui décrit la façon dont les niveaux de bruit sous-marin seront surveillés au moyen de mesures sur le terrain pendant le programme de forage et la communication de ces renseignements avant le début du programme de forage.

La zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES se trouve à l'extérieur de la zone

évaluée par l'évaluation régionale, mais il est possible que les mesures d'atténuation indiquées dans le rapport puissent être recommandées pour les forages exploratoires futurs dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Comme il est décrit dans l'évaluation régionale (Bangay et coll., 2020), les renseignements sur les programmes de suivi requis doivent être élaborés et soumis à l'C-NLOHE avant leur mise en œuvre, y compris les renseignements sur la méthodologie, l'emplacement, la fréquence, le moment et la durée de la surveillance liée au programme de suivi ainsi que les exigences quant à la présentation de rapports sur ses résultats, y compris toute variation des prévisions d'effets de l'EE qui nécessite la mise en œuvre de nouvelles mesures d'atténuation ou de suivi. Le programme de mise en œuvre est également mis à jour, au besoin, en consultation avec les autorités compétentes. De plus, dans les 90 jours suivant la fin de chaque année civile d'un programme de forage pluriannuel, l'exploitant doit présenter à l'C-NLOHE et à l'Agence d'évaluation d'impact du Canada (AEIC) un rapport décrivant ses activités pour se conformer à l'approbation de l'EE, toute consultation entreprise et toute indication de la façon dont les préoccupations ont été abordées ainsi que les résultats du suivi et toute autre exigence en matière d'atténuation.

5.7.4 Considérations relatives à la planification environnementale du poisson et de son habitat

5.7.4.1 Espèces de poissons en péril

Comme il est indiqué à la section 5.5 de la présente mise à jour, il y a des espèces de poisson qui se trouvent dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES et qui sont inscrites à l'annexe 1 de la LEP et qui sont protégées juridiquement par le gouvernement du Canada. Ces espèces comprennent :

- Requin blanc (population de l'Atlantique) – En voie de disparition
- Saumon atlantique (population de l'intérieur de la baie de Fundy) – En voie de disparition
- Loup atlantique – Espèce préoccupante
- Loup à tête large – Espèce menacée
- Loup tacheté – Espèce menacée

Le requin blanc n'est pas une espèce commune, mais on sait qu'il occupe des eaux dans l'est de Terre-Neuve (COSEPAC, 2006b; Curtis et coll., 2014; Skomal et coll., 2017; OCEARCH, 2020). Si la température de l'eau continue d'augmenter, il existe une possibilité de présence du requin blanc dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES pendant la portée temporelle de cette mise à jour. Le saumon atlantique de la population de l'intérieur de la baie de Fundy est également rare, car la littérature actuelle laisse croire qu'il entreprend plus de migrations locales et qu'il demeure dans la baie de Fundy et le golfe du Maine, plutôt que de se rendre en mer du Labrador ou au Groenland pour hiverner (MPO, 2019f). Les trois autres espèces sont le loup de mer (atlantique, à tête large et tacheté), qui sont des espèces de poisson de fond liées à des zones de versants continentaux. L'habitat essentiel a été déterminé et cartographié pour le loup à tête large et le loup tacheté (figure 5-9 à la section 5.5).

5.7.4.2 Zones et heures importantes pour le poisson et son habitat

Comme nous l'avons vu aux sections 5.6 et 8.0 de la présente mise à jour, il y a un certain nombre de secteurs qui ont été déterminés et désignés comme spéciaux ou vulnérables dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES. Cela comprend les zones qui ont été légalement désignées et protégées par la loi. Ces zones ont été désignées comme étant soit des zones hautement productives qui fournissent un habitat potentiel pour le poisson, soit des zones importantes pour les stades de vie des espèces (p. ex., frai ou migration).

Les zones de refuges maritimes situées dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES comprennent les fermetures du bassin de Hatton, de la selle Hopedale, du chenal Hawke et du versant de Terre-Neuve-et-Labrador. Ils ont été conçus pour protéger les habitats benthiques vulnérables qui existent, et fournir un refuge et des fondements aux populations de poissons.
Plusieurs ZIEB dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES ont été désignées en raison de la présence d'espèces benthiques sensibles et de la fonction écologique qu'elles assurent à plusieurs espèces de poissons présentes. Plusieurs ZBI ont été repérées dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, principalement en lien avec les agrégations d'éponges et de

grandes gorgones (MPO, 2021b). La zone de protection marine (ZPM) de la baie Gilbert est légalement protégée en vertu de la *Loi sur les océans* et a été désignée en raison de sa population distincte de morue franche, de la présence de lits d'algues et de niveaux de salinité uniques dans la zone. En septembre 2019, le gouvernement du Canada et le président du Nunatsiavut ont annoncé le lancement officiel d'une évaluation de faisabilité pour l'établissement éventuel d'une aire de protection autochtone en vertu de la *Loi sur les aires marines nationales de conservation du Canada*, à proximité du parc national des Monts-Torngat. Parcs Canada collabore actuellement avec le gouvernement du Nunatsiavut à la mise en œuvre de l'évaluation de faisabilité (gouvernement du Canada, 2019; MPO, 2021a). Ces zones doivent être indiquées pour les exploitants au cours des évaluations propres au projet au cours des étapes de planification du projet.

Les zones du plateau continental situées dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES sont également importantes pour le poisson et son habitat, car ces zones sont généralement les plus productives du milieu marin, principalement en raison de la remontée qui se produit le long du plateau et de l'abondance des nutriments pendant les périodes de l'année (Drinkwater et Harding, 2001).

5.8 DONNÉES MANQUANTES

L'une des données manquantes qui subsistent toujours en ce qui concerne les effets possibles des activités pétrolières et gazières sur les poissons et leurs habitats est les différences entre les réactions précises des espèces aux opérations pétrolières et gazières. Bien que des études aient été menées sur des espèces de poissons en ce qui concerne les effets des opérations pétrolières et gazières, elles ne représentent qu'un petit échantillon des diverses espèces de poissons qui existent dans le milieu marin. Étant donné que différentes espèces ont des compositions biologiques et des comportements différents, les effets des activités pétrolières et gazières peuvent différer considérablement chez les poissons. Par exemple, bien que certaines espèces de poissons aient été étudiées pour mesurer les effets du son sismique, il reste encore un manque important concernant les effets possibles sur d'autres espèces qui n'ont peut-être pas été étudiées. Les effets des activités sismiques sur les invertébrés sont largement méconnus, surtout compte tenu de la diversité taxonomique des invertébrés par rapport aux poissons. Il y a également des manques quant aux effets que les relevés sismiques ont sur les processus physiologiques et biologiques chez les poissons, comme le taux métabolique, la reproduction, le développement de larves, la recherche de nourriture et la communication intraspécifique (Carroll et coll., 2017). Une étude est en cours par l'entremise du Fonds pour l'étude de l'environnement (FÉE) afin d'évaluer la possibilité que des relevés sismiques aient une incidence sur la capacité de prise commerciale et le comportement des poissons de fond. L'étude porte sur les espèces de poisson de fond d'importance commerciale et culturelle.

En ce qui concerne l'abondance et la répartition des espèces de poissons, en particulier les espèces mobiles, des données relatives aux espèces qui ne sont pas d'importance commerciale sont manquantes. Certaines espèces comprennent plus de renseignements que d'autres, et les renseignements sur les espèces de poissons à diverses périodes de l'année et dans diverses régions ne sont pas disponibles. Bien que les relevés du MPO soient un indicateur de la présence d'espèces de poissons, ils ne sont qu'une indication des espèces présentes au cours d'une période déterminée et dans une zone de relevé définie. Par conséquent, il se peut qu'il ne s'agisse pas d'une représentation

totale de la présence d'espèces dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES, car il y a des zones où la couverture est médiocre (p. ex., les zones côtières et extracôtières). Une étude est en cours par l'intermédiaire du FÉE afin de mieux comprendre le comportement migratoire (emplacement et utilisation de l'habitat) du saumon atlantique en mer, grâce à l'utilisation de télémétrie acoustique et de télémétrie par satellite. Les résultats de cette étude multipartite, avec plus de 50 partenaires communautaires, permettent de mieux comprendre les interactions possibles entre le saumon atlantique et l'activité pétrolière et gazière en mer. La majorité des données et des connaissances sur les coraux et les éponges dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES proviennent des relevés au chalut effectués par le MPO et ne représentent que les renseignements provenant de substrats chalutables (c.-à-d., fond océanique mou ou sablonneux). Étant donné que l'abondance des coraux et des éponges est souvent corrélée positivement avec le substrat dur (Mortensen et Buhl-Mortensen, 2004, 2005; Carney, 2005; Mortensen et coll., 2006), il s'agit d'un important manque de données et de connaissances sur les types d'habitats et les espèces de ces habitats. Le MPO n'effectue pas de relevé dans les zones côtières du nord du Labrador, et les relevés de la Fondation de recherche sur la crevette nordique qui sont effectués n'ont pas la même rigueur que les relevés multiespèces du MPO (p. ex., formation, personnel, mandat, etc.). Les relevés du MPO couvrent le sud du Labrador, mais moins souvent en raison de la distance, du temps et de la disponibilité des navires. L'accroissement des efforts de relevé et de surveillance de la part du gouvernement, des établissements d'enseignement, et de l'industrie pétrolière et gazière peut contribuer à enrichir les connaissances actuelles sur l'environnement extracôtier et à fournir plus de clarté et de certitude quant à la présence d'espèces dans la zone du plateau du Labrador mise à jour de l'EES.

Les effets des changements climatiques sur le poisson et son habitat dans la zone du plateau du Labrador visée par la mise à jour de l'EES constituent également des données manquantes. La hausse de la température de la mer, les changements dans les tendances de circulation, les espèces envahissantes, les maladies, la glace de mer et l'intensité des tempêtes peuvent entraîner des répercussions sur le poisson et son habitat, et modifier la répartition des espèces ou l'utilisation de l'habitat. Le changement climatique peut également accroître la possibilité d'introduction d'espèces envahissantes par la propagation naturelle (changements dans les tendances de circulation) et par l'activité anthropique accrue dans les régions du nord auparavant inaccessibles (Chan et coll., 2019). Les effets cumulatifs possibles des changements climatiques et des activités propres à un projet ne sont pas connus et doivent être pris en compte dans le cadre des EE propres à un projet.

5.9 RÉFÉRENCES

5.9.1 Communications personnelles

Miri, C. 2021. MPO – Terre-Neuve-et-Labrador. Renseignements fournis par les commentaires du groupe de travail sur l'ébauche de la mise à jour de l'évaluation environnementale stratégique de la zone extracôtière du plateau du Labrador.

5.9.2 Ouvrages cités

Acero, A.; Gordon, J. D. M. et Murdy, E. 2010. *Sebastes mentella* (version errata publiée en 2017). Liste

rouge des espèces menacées de l'UICN de 2010 : e.T154816A115238709. https://www.iucnredlist.org/fr/species/154816/115238709.

AMEC Environnement et infrastructure. 2014. Évaluation environnementale stratégique de la zone extracôtière de l'Est de Terre-Neuve-et-Labrador. Rapport final. Document soumis à l'Office Canada–Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador). Disponible à : http://www.cnlopb.ca/sea/eastern.php.

Amsler, M. O.; McClintock, J. B.; Amsler, C. D.; Angus, R. A. et Baker, B. J. 2009. An evaluation of sponge-associated amphipods from the Antarctic Peninsula. Antarct. Sci., 21: 579-589.

Amoser, S. et Ladich, F. 2003. Diversity in noise-induced temporary hearing loss in otophysine fishes. Journal of the Acoustical Society of America, 113(4): 2170-2179.

Anderson, O. G. N. 1977. Primary productivity associated with sea ice at Godhavn, Disko, West Greenland. Ophelia, 16: 205-220.

Anderson, J. T. 1994. Feeding ecology and condition of larval and pelagic juvenile redfish Sebastes spp. Mar. Ecol. Prog. Ser., 67 : 1106-1116.

Anderson, J. T.; Dalley, E. L. et O'Driscoll, R. L. 2002. Juvenile capelin (*Mallotus villosus*) off Newfoundland and Labrador in the 1990s. ICES J. Mar. Sci., 59: 917–928.

Ardyna, M.; Babin, M.; Gosselin, M.; Devred, E.; Rainville, L. et Tremblay, J.-É. 2014. Recent Arctic Ocean sea ice loss triggers novel fall phytoplankton blooms. Geophys. Res. Lett. 41.

Baker, K. D.; Haedrich, R. L.; Snelgrove, P. L.; Wareham, V. E.; Edinger, E N. et Gilkinson, K. D. 2012. Small-scale patterns of deep-sea fish distributions and assemblages of the Grand Banks, Newfoundland continental slope. Deep-Sea Research I. 65: 171-188.

Baker, K.; Mullowney, D.; Pedersen, E.; Coffey, W.; Cyr, F. et Belanger, D. 2021. An Assessment of Newfoundland and Labrador Snow Crab (*Chionoecetes opilio*) in 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2021/028. viii + 180 p.

Bakke, T.; Klungsøyr, J. et Sanni, S. 2013. Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. Marine Environmental Research. 92(2013): 154-169.

Balaguru, K.; Doney, S. C.; Bianucci, L.; Rasch, J. P.; Leung, L. R.; Yoon, J. H, et Lima, I. D. 2018. Linking deep convection and phytoplankton blooms in the northern Labrador Sea in a changing climate. PLoS ONE. 13(1): e0191509.

Bangay, G.; Foote, W.; Anderson, G.; Murphy Rustad, M. et Storey, K. 2020. Évaluation régionale des forages exploratoires extracôtiers pétroliers et gaziers à l'est de Terre-Neuve-et-Labrador. Disponible en ligne à : https://iaac-aeic.gc.ca/050/documents/p80156/134068f.pdf.

Barrie, J. D. et Steele, D. H. 1979. Marine macrobenthic communities of shallow water sand in Labrador and Newfoundland. P. 81 à 90. Dans : Proceedings of the Symposium on Research in Labrador Coastal and Offshore Region, May 8-10, 1979. Memorial University of Newfoundland, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador).

Barrie, J. D.; Bennett, B. A.; Browne, S. M. et Moir, A. J. 1980. Offshore Labrador Biological Studies 1979: Benthos. Report to Total Explo Ltd. Calgary (Alberta). 158 p.

Bell, J. J.; McGrath, E.; Biggerstaff, A.; Bates, T.; Bennett, H.; Marlow, J. et Shaffer; M. 2015. Sediment impacts on marine sponges. Mar. Poll. Bull., 94(2015) : 5-13.

Bergstad, O. A. 1990. Distribution, population structure, growth and reproduction of the roundnose grenadier *Coryphaenoides rupestris* (Pisces: Macrouridae) in the deep waters of the Skagerrak. Mar. Biol., 107 : 25-39.

Bergstad, O. A.; Hansen, H. Ø. et Jørgensen, T. 2013. Intermittent recruitment and exploitation pulse underlying temporal variability in a demersal deep-water fish population. ICES J. Mar. Sci. 71(8):2088-2100.

Bernier, R. Y.; Jamieson, R.E. et Moore, A. M. (éditeurs). 2018. Rapport de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique. Rapp. tech. can. des sci. hal. et aquat. 3167 : iii + 159 p. Disponible à : https://publications.gc.ca/collections/collection_2019/mpo-dfo/FS23-549-2018-fra.pdf.

Bigelow, H. B. et Schroeder, W. C. 2002. Fishes of the Gulf of Maine. Fishery Bulletin of the Fish and Wildlife Service. Édition en ligne. Disponible à : http://www.gma.org/fogm/Cyclopterus_lumpus.htm.

Bizzarro, J. J.; Carlisle, A. B.; Smith, W. D. et Cortés, E. 2017. Chapter Four – Diet Composition and Trophic Ecology of Northeast Pacific Ocean Sharks. Adv. Mar. Bio. 77:111-148.

Block, B. A.; Teo, S. L. H; Wallis, A.; Boustany, A.; Stokesbury, M. J. W.; Farwell, C. J.; Weng, K. C.; Dewar, H. et Williams, T. D. 2005. Electronic tagging and population structure of Atlantic bluefin Tuna. Nature. Vol. 434.

Block, B. A.; Whitlock, R.; Schallert, R.; Wilson, S.; Stokesbury, M. J. W.; Castleton, M. et Boustany, A. 2019. Estimating Natural Mortality of Atlantic Bluefin Tuna Using Acoustic Telemetry. Scientific Reports 9:4917.

Board, Ocean Studies and National Research Council. 2002. Effects of trawling and dredging on seafloor habitat. National Academies Press.

Boertmann, D. et Mosbech, A. (éditeurs). 2011. The western Greenland Sea, a strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 268 p. – Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy no. 22.

Boje, J. 2002. Intermingling and seasonal migrations of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) populations determined from tagging studies. Fish. Bull. 100 : 414-422.

Booth, J. A. 1984. The epontic algal community of the ice edge zone and its significance to the Davis Strait ecosystem. Arctic. 37(3): 234-243.

Bowering, W. R. 1982. Migrations of Greenland halibut, *Reinhardtius hippoglossoides*, in the Northwest Atlantic from tagging in Labrador-Newfoundland region. Journal of Northeast Atlantic Fisheries Science. 5:85-91.

Bowering, W. R. et Lilly, G. R. 1992. Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) off southern Labrador and northeastern Newfoundland (Northwest Atlantic) feed primarily on capelin (*Mallotus villosus*). Neth. J. Sea Res. 29(1-3):211-222.

Bradbury, I. R.; Hamilton, L.C.; Rafferty, S.; Meerburg, D.; Poole, R.; Dempson, J. B.; Robertson, M. J.; Reddin, D. G.; Bourret, V.; Dionne, M.; Chaput, G.; Sheehan, T. F.; King, T. L.; Candy, J. R. et Bernatchez, L. 2015. Genetic evidence of local exploitation of Atlantic salmon in a coastal subsistence fishery in the Northwest Atlantic. Journ. can. sci. halieut. aquat. 72 : 83-95.

Bradbury, I. R.; Lehnert, S. J.; Messmer, A.; Duffy, S. J.; Verspoor, E.; Kess, T.; Gilbey, J.; Wennevik, V.; Robertson, M.; Chaput, G.; Sheehan, T.; Bentzen, P.; Dempson, J. B. et Reddin, D. 2021. Range-wide genetic assignment confirms long-distance oceanic migration in Atlantic salmon over half a century. ICES J. Mar. Sci. fsaa152.

Branton, R. M.; Morin, B.; Power, D. et Sevigny, J. M. 2003. Protocoles normalisés d'échantillonnage et d'analyse des données sur le sébaste des unités de gestion 1, 2 et 3. Dans : D. Gascon (éd.). Programme de recherche multidisciplinaire sur le sébaste (1995-1998) : rapport final. *Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 2462 : xiii +148 p.

Breeze, H.; Davis, D. S.; Butler, M. et Kostylev, V. 1997. Distribution and status of deep sea corals off Nova Scotia. Ecology Action Centre, Marine Issues Committee Special Publication, Number 1: 58 p.

Breeze, H.; Fenton, D. G.; Rutherford R. J. et Silva M. A. 2002. The Scotian Shelf: An ecological overview for ocean planning. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2393.

Brierley, A. S. 2017. Plankton. Current Biology, 27(11), p. R478-R483.

Buchanan, R. A. et Foy, M. S. 1980. Plankton, Nutrients, Chlorophyll, Phytoplankton and Ichthyoplankton. OLABS (Offshore Labrador Biological Studies) Program Report prepared by Atlantic Biological Services Ltd., St. John's, NL for Total Eastcan Explorations Ltd., Calgary, AB. 293 p.

Buhl-Mortensen, L. et Mortensen, P. B. 2005. Distribution and diversity of species associated with deep-sea sea gorgonian corals off Atlantic Canada. p. 849-879. Dans : A. Freiwald et J. M. Roberts (éd.). Cold-water corals and ecosystems. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Buhl-Mortensen, L.; Vanreusel, A.; Gooday, A. J.; Levin, L. A.; Priede, I.G.; Buhl-Mortensen, P.; Gheerardyn, H.; King, N. J.; et Raes, M. 2010. Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. Mar. Ecol. Prog. Ser., 31:21-50.

Bunch, J.N. 1979. Microbiological observations in the south Davis Strait. Fisheries Marine Manuscript Report. 1515 : 92 p.

Busby, C. D.; Morgan, M. J.; Dwyer, K. S.; Fowler, G. M.; Morin, R.; Treble, M.; Maddock Parsons, D. et Archambault, D. 2007. Review of the structure, the abundance and distribution of American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) in Atlantic Canada in a species-at-risk context. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document. 2007/069.

Byrne, M. E.; Cortés, E.; Vaudo, J. J.; Harvey, G. C. M. N.; Sampson, M.; Wetherbee, B. M. et Shivji, M. 2017.
Satellite telemetry reveals higher fishing mortality rates than previously estimated, suggesting overfishing of an apex marine predator. Pro. R. Soc. B. 284(1860): 20170658.

Campana, S. E.; Zwanenburg, K. C. T. et Smith, J. N. 1990. 210Pb/226Ra determination of longevity in redfish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 47: 163-165.

Campana, S. E. 2007. Porbeagle Shark *Lamna nasus*. Site Web du Laboratoire canadien de recherche sur les requins.
Dernière modification le 24 octobre 2007. Disponible à :
http://www.marinebiodiversity.ca/shark/english/porbeagle.htm.

Campana, S. E.; Dorey, A.; Fowler, M.; Joyce, W.; Wang, Z.; Wright, D. et Iachaïev, I. 2011. Migration Pathways, Behavioural Thermoregulation and Overwintering Grounds of Blue Sharks in the Northwest Atlantic. PLoS ONE 6(2): e16854.

Campana, S. E.; Gibson, A. J. F.; Fowler, M.; Dorey, A. et Joyce, W. 2013. Dynamique des populations de la maraîche de l'Atlantique Nord-Ouest (*Lamna nasus*), avec une évaluation de la situation et des prévisions de rétablissement. Pêches et Océans Canada. Secr. can. de consult. sci. Doc. de R. 2012/096. iv + 84 p.

Campana, S. E.; Fisk, A. T. et Klimley, A. P. 2015a. Movements of Arctic and northwest Atlantic Greenland sharks (*Somniosus microcephalus*) monitored with archival satellite pop-up tags suggest long-range migrations. Deep Sea Research Part II. 115: 109-115.

Campana, S. E.; Fowler, M.; Houlihan, D.; Joyce, W.; Showell, M.; Miri, C. et Simpson, M. 2015b. Situation actuelle de la population de requin bleu (*Prionace glauca*) de l'Atlantique Nord dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et menaces pesant sur celle-ci. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2015/026 : v + 44 p.

Campana, S. E.; Fowler, M.; Houlihan, D.; Joyce, W.; Showell, M.; Simpson, M.; Miri, C. et Eagles, M. 2015c. Évaluation du potentiel de rétablissement de la maraîche (*Lamna nasus*) au Canada atlantique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2015/041. iv + 45 p.

Société pour la nature et les parcs du Canada (SNAP). 2009. Special Marine Areas in Newfoundland & Labrador: Areas of Interest in our Marine Backyards. 179 p.

Société pour la nature et les parcs du Canada (SNAP). 2018. Special Marine Areas In Newfoundland and Labrador 2nd Edition. 161 p.

Carey, A. G., Jr. 1991. Ecology of North American Arctic continental shelf benthos: A review. Continental Shelf Research. 11: 865-883.

Cargnelli, L. M.; Griesbach, S. J.; Packer, D. B.; Berrien, P. L.; Morse, W. W. et Johnson, D. L. 1999. Essential fish habitat source document: Witch flounder, *Glyptocephalus cynoglossus*, life history and habitat characteristics. Document technique NMFS-NE-139 de la NOAA.

Carney, R. S. 2005. Zonation of deep biota on continental margins. In Oceanography and Marine Biology (p. 221-288). CRC Press.

Carroll, A. G.; Przeslawski, R.; Duncan, A.; Gunning, M. et Bruce, B. 2017. A critical review of the potential impacts of marine seismic surveys on fish and invertebrates. Mar. Poll. Bull. 114 : 9-24.

Carscadden, J. E.; Frank, K. T. et Leggett, W. C. 2001. Ecosystem changes and the effects on capelin (*Mallotus villosus*), a major forage species. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 58 : 73-85.

Carscadden, J. E.; Gjøsæter, H. et Vilhjálmsson, H. 2013. A comparison of recent changes in distribution

of capelin (*Mallotus villosus*) in the Barents Sea, around Iceland and in the Northwest Atlantic. Progress in Oceanography, 114: 64-83.

Carscadden, J. E.; Montevecchi, W. A.; Davoren, G. K. et Nakashima, B. S. 2002. Trophic relationships among capelin (*Mallotus villosus*) and seabirds in a changing ecosystem. ICES J. Mar. Sci., 59: 1027-1033.

Carscadden, J. E.; Nakashima, B. E. et Frank, K. T. 1997. Effects of fish length and temperature on the timing of peak spawning in capelin (*Mallotus villosus*). Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 54 : 781-787.

Castro de la Guardia, L.; Hu, X. et Myers, P. G. 2015. Potential positive feedback between Greenland Ice Sheet melt and Baffin Bay heat content on the west Greenland shelf. Geophysical Research Letters. 42(12): 4922-4930.

CBC. 2021. Hotspot of Ocean Biodiversity Discovered Off Coast of Makkovik, Thanks to Fisherman. Disponible à : https://www.cbc.ca/news/canada/newfoundland-labrador/ocean-biodiversity-makkovik-fishermen-discovery-1.6201396.

Chan, F. T.; Stanislawczyk, K.; Sneekes, A. C.; Dvoretsky, A.; Gollasch, S.; Minchin, D.; David, M.; Jelmert, A.; Albretsen, J. et Bailey, S. A. 2019. Climate change opens new frontiers for marine species in the Arctic: Current trends and future invasion risks. Global change biology, 25(1) : 25-38.

Chen, Y. et Runnebaums, J. 2014. A preliminary study for Improving survivability of cusk bycatch in the Gulf of Maine lobster trap. Université du Maine. Nat. Mar. Fish. Ser.

Christian, J. R.; Mathieu, A.; Thomson, D. H.; White, D. et Buchanan, R. A. 2003. Effect of seismic energy on snow crab (*Chionoecetes opilio*). Fonds pour l'étude de l'environnement, rapport numéro 144. 106 p.

Clark, M. R.; Althaus, F.; Schlacher, T. A.; Williams, A.; Bowden, D. A. et Rowden, A. R. 2016. The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: A review. ICES J. Mar. Sci., 73(Supplement 1): 51- 69.

Clark, R. C. et Finley, J. S. 1982. Occurrence and impact of petroleum on Arctic environments. P. 295-314. Dans : L. Rey (éd.). The Arctic Ocean: The Hydrographic Environment and the Fate of Pollutants, J. Wiley and Sons, New York, NY.

Clément, D. 1998. Innuat Utashinimuau: The Innu People's Rock. An Overview of Innu Knowledge of the Land with Special Reference to the Voisey's Bay Mine/Mill Project Site, Prepared for Innu Nation.

Coad, B. W. et Reist, J. D. 2004. Annotated list of the Arctic marine fishes of Canada. Rapp. man. can. des sci. hal. et aquat. 2674 : iv + 112 p.

Collette, B. B.; Fernandes, P. et Heessen, H. 2015a. *Anarhichas lupus*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 2015 : e.T18155993A44739312.

Collette, B. B.; Heessen, H. et Fernandes, P. 2015b. *Anarhichas denticulatus*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 2015 : e.T18155990A44739291.

Collette, B. B.; Fernandes, P. et Heessen, H. 2015c. *Anarhichas lupus*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 2015 : e.T18155993A44739312.

Collette, B. B.; Wells, D. et Abad-Uribarren, A. 2015d. *Thunnus thynnus*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 2015 : e.T21860A76599358.

Collins, M. A.; Priede, I. G.; Addison, S.; Smith, A. et Bagley, P. M. 1998. Acoustic Tracking of the Dispersal of Organic Matter by Scavenging Fishes in the Deep-sea. P. 181-186. Dans : J. P. Lagardere, M.-L. Begout Anras et G. Claireaux (éd.). Advances in Invertebrates and Fish Telemetry, Springer, Dordrecht (1998).

Collins, R. K.; Simpson, M. R.; Miri, C. M.; Mello, L. G. S.; Chabot, D.; Hedges, K.; Benoît, H. et McIntyre, T. M. 2015. Évaluation du loup à tête large, du loup tacheté et du loup atlantique des océans Atlantique et Arctique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2014/034 : iv + 86 p.

Cordes, E. E.; Jones, D. O. B.; Schlacher, T. A.; Amon, D. J.; Bernardino, A. F.; Brooke, S.; Carney, R.; DeLeo, D. M.; Dunlop, K. M.; Escobar-Briones, E. G.; Gates, A. R.; Génio, L.; Gobin, J.; Henry, L.; Herrera, S.; Hoyt, S.; Joye, M.; Kark, S.; Mestre, N. C.; Metaxas, A.; Pfeifer, S.; Sink, K.; Sweetman, A. K. et Witte, U. 2016. Environmental impacts of the deep-water oil and gas industry: A review to guide management strategies. Frontiers in Environmental Science. 4 : 1-26.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2003. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le brosme (*Brosme*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa (Ont.). vi + 30 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2006a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le requin bleu (*Prionace glauca*), population de l'Atlantique Nord et population du Pacifique Nord au Canada. Ottawa (Ont.). vi + 53 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2006b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*) au Canada. Ottawa (Ont.). viii + 33 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2006c. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*) au Canada. Ottawa (Ont.). vii + 30 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2007. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le grenadier berglax (*Macrourus berglax*) au Canada. Ottawa (Ont.). vii + 49 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2008. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Grenadier de roche *Coryphaenoides rupestris* au Canada. Ottawa

Poisson marin et son habitat
Décembre 2021

(Ont.). vii + 44 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2009a. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur la Plie canadienne, *Hippoglossoides platessoides*, population des Maritimes, population de Terre-Neuve-et-Labrador, population de l'Arctique, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa (Ont.). x + 80 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2009b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le pèlerin (*Cetorhinus maximus*) (population de l'Atlantique) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa (Ont.). viii + 70 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2010a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon atlantique (*Salmo salar*) au Canada. Ottawa (Ont.). i + 162 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2010b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la morue franche (*Gadus morhua*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa (Ont.). x + 121 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2010c. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le complexe sébaste atlantique/sébaste d'Acadie (*Sebastes mentella* et *Sebastes fasciatus*) au Canada. Ottawa. x + 84 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2010d. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur l'aiguillat commun, *Squalus acanthias*, population de l'Atlantique, au Canada.
Ottawa (Ont.). vii + 67 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2011. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*) au Canada. Ottawa (Ont.). x + 36 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2012a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le loup atlantique (*Anarhichas lupus*) au Canada. Ottawa (Ont.). vi + 24 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2012b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*) au Canada. Ottawa (Ont.). xi + 44 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2012c. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le loup tacheté (*Anarhichas minor*) au Canada. Ottawa (Ont.). xi + 48 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2012d. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le brosme (*Brosme brosme*) au Canada. Ottawa (Ont.). x + 91 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2012e. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la raie à queue de velours (*Malacoraja senta*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa (Ont.). xviii+ 84 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2012f. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la raie épineuse (*Amblyraja radiata*) au Canada. Ottawa (Ont.). ix + 81 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2012g. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'Anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Canada. Ottawa (Ont.). x + 80 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la Merluche blanche (*Urophycis tenuis*) au Canada. Ottawa (Ont.). xiii + 49 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la maraîche (*Lamna nasus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xi + 42 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2015. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la raie tachetée (*Leucoraja ocellata*) au Canada. Ottawa (Ont.). vii+ 44 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2017. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la grosse poule de mer (*Cyclopterus lumpus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xiii + 88 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2018. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le grenadier berglax(*Macrourus berglax*) au Canada. Ottawa (Ont.). xii + 41 p.

Cota, G. F.; Harrison, G. W.; Platt, T.; Sathyendranath, S. et Stuart, V. 2003. Bio-optical properties of the Labrador Sea. Journal of Geophysical Research. 108(7 S3): 21 p.

Coté, D.; Dempson, J. B.; Piersiak, M.; Layton, K.; Roul, S.; Laing, R.; Angnatok, J. et Bradbury, I. 2021. Using movement, diet and genetic analysis to understand Arctic charr responses to ecosystem change. Mar. Ecol. Prog. Ser. 673 : 135-149. DOI :10.3354/meps13775

Coté, D.; Heggland, K.; Roul, S.; Robertson, G.; Fifield, D.; Wareham, V.; Colbourne, E.; Maillet, G.; Devine, B.; Pilgrim, L.; Pretty, C.; Le Corre, N.; Lawson, J. W.; Fuentes-Yaco, C. et Mercier, A. 2019. Aperçu des composantes biophysiques et écologiques de la région pionnière de la mer du Labrador. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2018/067 : v + 70 p.

Coté, D.; Morris, C. J.; Régulier, P. M. et Piersiak, M. G. 2020. Effects of 2D Seismic on Snow Crab movement behavior. Fisheries Research 230 :105661. 10 p.

Cox, B. S.; Dux, A. M. et Mec, C. S. 2011. Use of seismic airguns to reduce survival of salmonid eggs and embryos: A pilot study. Fishery Research. 23 p.

Cranford, J. P.; Gordon, D. C. Jr.; Lee, K.; Armstrong, S. L. et Tremblay, G. H. 1999. Chronic toxicity and physical disturbance effects of water-and oil-based drilling fluids and some major constituents on adult sea scallops (*Placopecten magellanicus*). Marine Environmental Research. 48(3), 225-256.

Crawford, R. E. 1992. Biology of the Iceland scallop and some implications for management of an Arctic fishery. Rapports manuscrits canadiens des sciences halieutiques et aquatiques nº 2175.

Curtis, T.; McCandless, C. T.; Carlson, J. K.; Skomal, G. B.; Kohler, N. E.; Natanson, L. J.; Burgess, G. H.; Hoey, J. J. et Pratt, H. L. Jr. 2014. Seasonal Distribution and Historic Trends in Abundance of White Sharks in the Western North Atlantic Ocean. PLoS ONE 9(6): e99240.

Curtis, T.H. 2017. Status Review Report: Thorny Skate (*Amblyraja radiata*). Final Report to National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources. Février 2017. 60 p.

Dawe, E.; Mullowney, D.; Stansbury, D.; Hynick, E.; Veitch, P.; Drew, J.; Coffey, W.; Colbourne, E.; O'Keefe, P.; Fiander, D.; Skanes, K.; Stead, R.; Maddock-Parsons, D.; Higdon, P.; Paddle, T.; Noseworthy, D. et Kelland, S. 2010. Évaluation du stock de crabes des neiges (*Chionoecetes opilio*) de Terre-Neuve et du Labrador en 2008. Doc. de R. 2010/016. iv + 187 p.

Day, R.; McCauley, R.; Fitzgibbon, Q.; Hartmann, K. et Semmens, J. 2016. Assessing the Impact of Marine Seismic Surveys on Southeast Australian Scallop and Lobster Fisheries (FRDC Report 2012/008) University of Tasmania, Hobart (2016). Disponible à : http://frdc.com.au/Archived-Reports/FRDC%20Projects/2012-008-DLD.PDF

DeBlois, E. M.; Paine, M. D.; Kilgour, B. W.; Tracy, E.; Crowley, R. D.; Williams, U. P. et Janes, G. G. 2014a. Alterations in bottom sediment physical and chemical characteristics at the Terra Nova offshore oil development over ten years of drilling on the Grand Banks of Newfoundland, Canada. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography. 110: 13-25.

de Goeij, J. M. et van Duyl, F. C. 2007. Coral cavities are sinks of dissolved organic carbon (DOC). Limnol. Oceanogr. 52:2608-2617.

Dell'Apa, A.; Cudney, J.; Kimmel, D. et Rulifson, R. A. 2014. Sexual Segregation of Spiny Dogfish in Fishery-Dependent Surveys in Cape Cod, Massachusetts: Potential Management Benefits. Transactions of the American Fisheries Society.143(4).

Dempson, J.; Shears, M. et Bloom, M. 2002. Spatial and Temporal Variability in the Diet of Anadromous Arctic Charr, *Salvelinus alpinus*, In Northern Labrador. Environmental Biology of Fishes 64(1): 49-62.

De Robertis, A. et Handegard, N. O. 2013. Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noise-reduced vessels: A review. ICES J. Mar. Sci., 70(1): 34-45.

De Soto, N. A.; Delorme, N.; Atkins, J.; Howard, S.; Williams, J. et Johnson, M. 2013. Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. Scientific Reports. 3: 2831.

Devine, J. A.; Baker, K. D. et Haedrich, R. L. 2006. Fisheries: deep-sea fishes qualify as endangered. Nature. 439 : 29.

Pêches et Océans Canada (MPO). 1990. Underwater Fact Sheet: Arctic Cod. Direction des communications, Ottawa (Ont.). 6 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 1996. MPO – Pêches de l'Atlantique – Rapport sur l'état des stocks 96/38F. Région des Maritimes.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2000. DFO Stock Status Report C2-05 Northern Shrimp (*Pandalus borealis*)-Div 0B-3K. Disponible à : http://www.medssdmm.dfompo.gc.ca/csas/applications/publications_e.asp?year_selected=2000&series=SSR.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2001. North Labrador charr. DFO Science Stock Status Report D2-07.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2002a. Newfoundland and Labrador snow crab. DFO Science Stock Status Report C2-01(2002).

Pêches et Océans Canada (MPO). 2002b. Lompe de la division 3P de l'OPANO. MPO – Rapport sur l'état des stocks A2-17 (2002). 3 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2004a. Le monde sous-marin – Le lançon. Disponible à : http://www.dfo-mpo.gc.ca/zone/underwater_sous-marine/SandLance/sandlanc_e.htm.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2004. Évaluation des renseignements scientifiques sur les impacts des bruits sismiques sur les poissons, les invertébrés, les tortues et les mammifères marins. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rapport sur l'état des habitats 2004-2002 : 17 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2005. Rapport d'évaluation des stocks de crabes des neiges de Terre-Neuve et du Labrador. Rapport consultatif scientifique 2005/017 du Secrétariat consultatif canadien des sciences.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2006a. Le monde sous-marin – La crevette nordique. Site Web de Pêches et Océans Canada mis à jour le 2006-06-06. Disponible à : http://www.dfompo.gc.ca/zone/underwater_sous-marin/nshrimp/nshrimp_e.htm.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2006b. Le monde sous-marin – La plie grise. Disponible à : http://www.dfo-mpo.gc.ca/zone/underwater_sous-marin/atlantic/witch-plie_e.htm.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2006c. Évaluation du stock de capelan de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (divisions 4RST) en 2005. Rapport consultatif scientifique 2006/022 du Secrétariat consultatif canadien des sciences.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2006d. Évaluation de la lompe du golfe du Saint-Laurent (3Pn, 4RST) en 2005. Rapport consultatif scientifique 2006/034 du Secrétariat consultatif canadien des

sciences.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2007. État de l'océan 2007 : conditions océanographiques chimiques et biologiques dans la région de Terre-Neuve et du Labrador. Rapport consultatif scientifique 2007/032 du Secrétariat consultatif canadien des sciences.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2009. Le monde sous-marin – Le flétan de l'Atlantique – Estuaire et golfe du Saint-Laurent (côte est du Canada). Disponible à : http://www.dfompo.gc.ca/science/publications/uww-msm/articles/atlantichalibut-fletanatlantiqueeng.html.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2010a. Programme de rétablissement du saumon atlantique (*Salmo salar*), populations de l'intérieur de la baie de Fundy. Programmes de rétablissement en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*. Ottawa. xiii + 67 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2010b. Évaluation du potentiel de rétablissement du grenadier de roche, *Coryphaenoides rupestris*. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis 2010/021. 13 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2013a. Cadre d'évaluation du risque écologique pour les communautés à prédominance de coraux d'eau froide et d'éponges. Cadre pour la pêche durable (CPD) : Politique de gestion des impacts de la pêche sur les zones benthiques vulnérables.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2013b. Série de séminaires sur les sciences des écosystèmes et des océans. [consulté le 10 décembre 2013]. Disponible à : http://www2.mar.dfompo.gc.ca/bin/cgi/ocean/biosem/biosem.pl?startdate=01-12-2010&language=English.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2013c. Faits sur les pêches canadiennes : Aiglefin. Disponible à : http://www.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/sustainable-durable/fisheries-peches/haddockaiglefin-eng.htm.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2013d. Report on the progress and implementation of the Recovery Strategy for northern wolffish (*Anarhichas denticulatus*) and spotted wolffish (*Anarhichas minor*), and Management Plan for Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus*) in Canada for the period 2008-2013. Série de rapports sur les programmes de rétablissement en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada. Ottawa. vi + 16 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2013e. Satellite Tagging Uncovers Surprising Birthing Ground of Porbeagle Sharks. Disponible à : http://www.dfompo.gc.ca/science/publications/article/2011/01-24-11-fra.html.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2014a. Le loup de mer dans les régions de l'Atlantique et de l'Arctique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis 2014/022 : 20 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2014b. Mise à jour sur le potentiel de rétablissement du brosme dans les eaux Canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2014/048 : 19 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2014c. Évaluation de l'aiguillat commun de l'Atlantique Nord-Ouest.

Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2014/055 : 13 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2015a. Évaluation du flétan sur le plateau néo-écossais et dans le sud des Grands Bancs en 2014 (divisions 3NOPs4VWX5Zc de l'OPANO). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2015/012 : 19 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2015b. Évaluation du hareng de 4VWX de 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2015/040 : 26 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2016a. Aperçu d'espèce : Crabe des neiges (Atlantique). Disponible en ligne à : https://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/profiles-profils/snow-crab-crabe-neiges-atl-fra.html.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2016b. Rapport de mise à jour sur l'état du stock d'aiguillat commun de l'atlantique nord-ouest. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2016/019 : 11 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2017. Mises à jour sur la situation de la raie épineuse dans les eaux canadiennes des Océans Atlantique et Arctique et de la raie à queue de velours (unités désignables du chenal Laurentien et du plateau néo-écossais. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2017/011 : 33 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2018a. Évaluation du stock de saumon de l'Atlantique de Terre-Neuve et du Labrador – 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2018/034 : 32 p. (Erratum : septembre 2018)

Pêches et Océans Canada (MPO). 2018b. Geospatial Commercial Fisheries Data, 2007-2018. Division des analyses économiques et des statistiques.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2018c. Évaluation de la population de capelans dans la sous-zone 2 et dans les divisions 3KL en 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2018/030 : 26 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2019a. Évaluation du stock de plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*) dans les divisions 2J3KL de l'OPANO. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2018/053 : 17 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2019b. Évaluation de la plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*) dans les divisions 2J3KL de l'OPANO. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2019/066. iv + 57 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2019c. Plan d'action pour le saumon atlantique (*Salmo salar*), population de l'intérieur de la baie de Fundy au Canada. Série des plans d'action de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ont.). vii + 74 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2019d. Évaluation du stock de morue franche (*Gadus morhua*) dans les divisions 4X5Y de l'OPANO. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2019/015 : 20 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2019e. Avis scientifique sur l'efficacité de l'échange et du traitement de l'eau de ballast comme mécanisme visant à réduire l'introduction et l'établissement d'espèces aquatiques envahissantes dans les ports canadiens. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2019/003 : 24 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2019f. Atlantic salmon (Inner Bay of Fundy population) Salmo salar. Espèces aquatiques en péril. Consulté à : http://dfo-mpo.gc.ca/species-especes/profiles-profils/salmon-atl-saumon-eng.html.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2020a. Conditions océanographiques dans la zone Atlantique en 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2020b. Évaluation du pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*) dans le détroit de Belle Isle. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2020/009 : 13 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2020c. Évaluation du stock de saumon atlantique de Terre-Neuve-et-Labrador en 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Avis sci. 2020/038 : 39 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2020d. Mise à jour de l'état des stocks de saumon atlantique de Terre-Neuve-et-Labrador en 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Sci. Advis. Sec. Sci. Rép. des Sci. 2020/045 : 33 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2020e. Programme de rétablissement du loup à tête large (Anarhichas denticulatus) et du loup tacheté (Anarhichas minor), et plan de gestion du loup atlantique (Anarhichas lupus) au Canada. Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ont.). vii + 92 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2020f. Plan d'action pour le loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*) et le loup tacheté (*Anarhichas minor*) au Canada. Série des plans d'action de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ont.). v + 26 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2020g. Mise à jour sur l'état du stock de brosmes (*Brosme*) dans les divisions 4VWX5Z de l'OPANO pour 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2020/020 : 6 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2021a. Aperçu biophysique et écologique d'une zone d'étude dans la zone visée par l'entente avec les Inuits du Labrador. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/003 : 55 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2021b. Atténuation des répercussions des programmes de forage exploratoire sur les coraux et les éponges au large de Terre-Neuve et du Labrador. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/028 : 30 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2021c. Examen scientifique de la mise à jour de l'évaluation environnementale stratégique (EES) de la zone extracôtière du plateau continental du Labrador. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Réponse des sciences 2021/031 : 89 pages.

Dolgov, A. V. 2002. Feeding and food consumption by the Barents Sea skates. Document de recherche 02/93 du Conseil scientifique de l'OPANO, nº N4714.

Drake, D. A. R.; Bradie, J. N.; Ogilvie, D.; Casas-Monroy, O. et Bailey, S. A. 2020. Efficacité de l'échange d'eau de ballast plus traitement comme mécanisme pour réduire l'introduction et l'établissement d'espèces aquatiques envahissantes dans les ports canadiens. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2020/003 : viii + 65 p.

Drazen, J. C. et Sutton, T. T. 2017. Dining in the Deep: The Feeding Ecology of Deep-sea Fishes. Annu. Rev. Mar. Sci., 9 (2017): 337-366.

Drinkwater, F. K. et Harding, G. C. 2001. Effects of the Hudson Strait outflow on the biology of the Labrador Shelf. Journ. can. sci. halieut. aquat. 58 : 171-184.

Edge, K. J.; Johnston, E. L.; Dabordn, K. A.; Simpson, S. L.; Kutti, T. et Banister, R. J. 2016. Sublethal effects of water-based drilling muds on the deep-water sponge *Geodia barretti*. Environmental Pollution. 212 : 525-534.

Edinger, E.; Baker, K.; Devillers, R. et Wareham, V. 2007. Coldwater Corals off Newfoundland and Labrador: Distributions and Fisheries Impacts. World Wildlife Foundation. Toronto (Ont.).

Edinger, E. N.; Sherwood, O. A.; Piper, D. J. W.; Wareham, V. E.; Baker, K. D.; Gilkinson, K. D. et Scott, D. B. 2011. Geological features supporting deep-sea coral habitat in Atlantic Canada. Continental Shelf Research. 31(2) : S69-S84.

Edmonds, N. J.; Firmin, C. J.; Goldsmith, D.; Faulkner, R. C. et Wood, D. T. 2016. A review of crustacean sensitivity to high amplitude underwater noise: Data needs for effective risk assessment in relation to UK commercial species. Mar. Poll. Bull., 108 (1-2). p. 5-11.

Ellis, J. I.; Fraser, G. et Russell, J. 2012. Discharged drilling waste from oil and gas platforms and its effects on benthic communities. Mar. Ecol. Prog. Ser., 456 : 285-302.

Fahay, M. P. 1983. Guide to early stages of marine fishes occurring in the western North Atlantic Ocean, Cape Hatteras to the southern Scotian Shelf. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science. 4.

Falk-Petersen, S.; Mayzaud, P.; Kattner, G. et Sargent, J. R. 2009. Lipids and life strategy of Arctic Calanus, Marine Biology Research, 5:1, 18-39, DOI : 10.1080/17451000802512267. /www.tandfonline.c Disponible à : https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/17451000802512267

Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). 2007a. *Reinhardtius hippoglossoides* – Fiche sur l'espèce. Site Web du ministère des Pêches et de l'Aquaculture. Mise à jour en 2007. Disponible à : https://www.fao.org/fishery/fr/species/2544.

Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). 2007b. Fiches sur les espèces : *Gadus ogac* (Richardson, 1836). Ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la

FAO. Disponible à : https://www.fao.org/fishery/fr/species/2219.

Fewtrell, J. L. et McCauley, R. D. 2012. Impact of airgun noise on the behaviour of marine fish and squid. Mar. Pollut. Bull. 64(5) : 984-993.

Finucci, B.; Cheok, J.; Chiaramonte, G. E.; Coton, C. F.; Dulvy, N. K.; Kulka, D. W.; Neat, C. F.; Pacoureau, N.; Rigby, C. L.; Tanaka, S. et Marche, T. I. 2020. *Squalus acanthias*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 2020 : e.T91209505A124551959. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020- 3.RLTS.T91209505A124551959.en.

Fleming, I. A. et Reynolds, J. D. 2004. Salmonid breeding systems. P. 264-294. Dans : A. P. Henry et S. C. Stearns (éd.). Evolution Illuminated: Salmon and Their Relatives, Oxford University Press, Oxford (New York).

Fonseca, M.; Piniak, G. A. et Cosentino-Manning, N. 2017. Susceptibility of seagrass to oil spills: A case study with eelgrass, *Zostera marina* in San Francisco Bay, USA. Marine Pollution Bulletin, 115(1-2) : 29-38.

Fossen, I. et Bergstad, O. A. 2006. Distribution and biology of the blue hake, *Antimora rostrata* (Pisces: Moridae), along the mid-Atlantic Ridge and off Greenland. Fisheries Research. 82 : 19-29.

Fragoso, G. M.; Poulton, A. J.; Yashayaev, I. M.; Head, E. J.; Stinchcombe, M. C. et Purdie, D. A. 2016. Biogeographical patterns and environmental controls of phytoplankton communities from contrasting hydrographical zones of the Labrador Sea. Progress in Oceanography, 141 : 212-226.

Conseil pour la conservation des ressources halieutiques (CCRH). 2005. Un cadre stratégique pour la conservation du crabe des neiges de l'Atlantique. Ministre de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. CCRH.05.R1 : 72 p.

Frisk, M. G.; Martinez, C. M.; McKown, K. A.; Zacharias, J. P. et Dunton, K. J. 2019. First observations of long-distance migration in a large skate species, the winter skate: Implications for population connectivity, ecosystem dynamics, and management. Mari. Coast. Fish: Dyan. Man. Eco. Sci. 11 : 202-212.

Fromentin, J.-M. et Planque, B. 1996. *Calanus* and environment in the eastern North Atlantic. II. Influence of the North Atlantic Oscillation on *C. finnmarchicus* and *C. helgolandicus*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 134 : 111-118.

Fuentes-Yaco, C.; Koeller, P. A.; Sathyendranath, S. et Platt, T. 2007. Shrimp (*Pandalus borealis*) growth and timing of the spring phytoplankton bloom on the Newfoundland–Labrador Shelf. Fisheries oceanography, 16(2) : 116-129.

Gagnon, J.-M. et Haedrich, R. L. 1991. A functional approach to the study of Labrador/Newfoundland shelf macrofauna. Continental Shelf Research. 11 : 963-977.

Gagnon, M. M. et Bakhtyar, S. 2013. Induction of fish biomarkers by synthetic-based drilling muds. PLoS One. 8(7): e69489.

Gascon, D. 2003. Programme de recherche multidisciplinaire sur le sébaste (1995-1998) : rapport final. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2462

Gass, S. 2003. Conservation of Deep-Sea Corals in Atlantic Canada. Fonds mondial pour la nature (Canada), Toronto (Ont.).

Gates, A. R. et Jones, D. O. B. 2012. Recovery of benthic megafauna from anthropogenic disturbance at a hydrocarbon drilling well (380m depth in the Norwegian Sea). PLoS One. 7(10).

Gibson, K. J.; Streich, M. K.; Topping, T. S. et Stunz, G. W. 2021. New Insights Into the Seasonal Movement Patterns of Shortfin Mako Sharks in the Gulf of Mexico. J Front. Mar Sci. 8 : 5pp.

Gilkinson, K.; Dawe, E.; Forward, B.; Hickey, B.; Kulka, D. et Walsh, S. 2006. Examen de la recherche menée dans la région de Terre-Neuve et du Labrador sur les effets qu'ont les engins de pêche mobiles sur l'habitat et les communautés benthiques. Document de recherche 2006/055 du Secrétariat consultatif canadien des sciences.

Gilkinson, K. et Edinger, E. (éditeurs). 2009. The ecology of deep-sea corals of Newfoundland and Labrador waters: biogeography, life history, biogeochemistry, and relation to fishes. Rapp. tech. can. des sci. hal. et aquat. no 2830 : 144 pp.

González, C.; Román, E.; Paz, X. et Ceballos, E. 2006. Feeding habits and diet overlap of skates (*Amblyraja radiata*, *A. hyperborea*, *Bathyraja spinicauda*, *Malacoraja senta* and *Rajella fyllae*) in the North Atlantic. Document de recherche 06/53 du Conseil scientifique de l'OPANO, N° Ser. N5285. 17 p.

Gosner, K. L. 1978. Peterson Field Guides: Atlantic Seashore, Houghton Mifflin.

Gouvernement du Canada. 2019. Partie II de la Gazette du Canada, le 18 septembre 2020 : Arrêté visant l'habitat essentiel du saumon atlantique (*Salmo salar*) population de l'intérieur de la baie de Fundy. Disponible à : https://wildlife-species.canada.ca/species-risk-registry/virtual_sara/files/g2-15319.pdf.

Gouvernement du Canada. 2020. Partie II de la Gazette du Canada, le 16 septembre 2020 : Arrêté visant l'habitat essentiel du loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*) (DORS/2020-185) et Arrêté visant l'habitat essentiel du loup tacheté (*Anarhichas minor*) (DORS/2020-186). Disponible à : https://wildlife-species.canada.ca/species-risk-registry/virtual_sara/files/g2-15419.pdf.

Grieve, B. D.; Lièvre, J. A. et McElroy, W. D. 2020. Modeling the impacts of climate change on thorny skate on the Northeast US shelf using trawl and longline surveys. J. Fish. Ocean. 30(3) : 300-314

Grimm, U.; Fowler, S. et Raymakers, C. 2004. Trade in and Conservation of two Shark Species, Porbaegle (*Lamna nasus*) and Spiny Dogfish (*Squalis acanthus*). Federal Agency for Nature Conservation. Bundesant fur Naturschutz (BfN)-Skrimpton 118.

Guijarro, J.; Kenchington, E.; Murillo, F. J.; Beazley, L.; Lirette, C.; Wareham, V. et Koen-Alonso, M.

2016. Species Distribution Modelling of Crinoids, Bryozoans, and Ascidians in the Newfoundland and Labrador Region. Rapp. tech. can. des sci. hal. et aquat. 3181 : v + 60 p.

Gullage, L.; Débiteurs, R. et Edinger, E. 2017. Predictive distribution modelling of cold-water corals in the Newfoundland and Labrador region. Mar. Ecol. Prog. Ser., 582 : 57-77.

Haedrich, R. L. et Henderson, N. R. 1974. Pelagic food of *Coryphaenoides armatus*, a deep benthic rattail. Deep Sea Res., 21 (1974) : 739-744.

Hare, J. A.; Manderson, J. P.; Nye, J. A.; Alexander, M. A.; Auster, P. J.; Borggaard, D. L.; Capotondi, A. M.; Damon-Randall, K. B.; Heupel, E.; Mateo, I.; O'Brien, L.; Richardson, D. E.; Stock, C. A. et Biegel, S. T. 2012. Cusk (*Brosme brosme*) and climate change: Assessing the threat to a candidate marine fish species under the US Endangered Species Act. ICES. J. Mar. Sci. 69(10) : 1753-1768.

Harrington, J. J.; McAllister, J. et Semmens, J. M. 2010. Assessing the Short-Term Impact of Seismic Surveys on Adult Commercial Scallops (*Pecten fumatus*) in Bass Strait. Tasmanian Aquaculture and Fisheries Institute, University of Tasmania. Disponible à : http://www.afma.gov.au/wp-content/uploads/2010/12/Assessment-the-short-term-impact-of-seismic-prospections-on-adulte-commercial-pétoncles-en-basse-détroit.pdf.

Harris, L. E.; Greenlaw, M.; McCurdy, Q. et MacDonald, D. 2018. Renseignements sur le potentiel de rétablissement du brosme (*Brosme brosme*) dans les eaux canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2018/002. vi + 62 p.

Harris, P. T.; Macmillan-Lawler, M.; Rupp, J. et Baker, E. K. 2014. Geomorphology of the oceans. Marine Geology 352 : 4-24.

Harrison, W. G. et Li, W. K. W. 2008. Phytoplankton growth and regulation in the Labrador Sea: Light and nutrient limitation. Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science. 39 : 71–82.

Harrison, W. G.; Børsheim, K. Y.; Li, W. K. W.; Maillet, G. L.; Pepin, P., Sakshaug, E.; Skogen, M. D. et Yeats, P. A. 2013. Phytoplankton production and growth regulation in the Subarctic North Atlantic: A comparative study of the Labrador Sea-Labrador/Newfoundland shelves and Barents/Norwegian/Greenland seas and shelves. Progress in Oceanography. 114(201) : 26-45.

Harrison, W. G. et Li, W. K. W. 2015. Primary Production in the Labrador Sea and Adjacent Waters: Atlantic Zone Off-Shelf Monitoring Program 1991-2011. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 307 : viii + 40 p.

Harvey-Clarke, C. 1997. Eastern Tidepool and Reef North-Central Atlantic Marine Life Guide. Hancock House Publishers. Canada. 64 p.

Head, E. J. H.; Harris, L. R. et Campbell, R. W. 2000. Investigations on the ecology of *Calanus* spp. in the Labrador Sea. I. Relationship between the phytoplankton bloom and reproduction and development of *Calanus finmarchicus* in spring. Mar. Ecol. Prog. Ser., 193 : 53-73.

Head, E. J. H.; Harris, L. R. et Yashayaev, I. 2003. Distributions of Calanus spp. and other mesozooplankton in the Labrador Sea in relationship of hydrography in spring and early summer (1995-2000). Progress in Oceanography. 59: 1-30.

Head, E. et Pepin, P. 2008. Variations in overwintering depth distributions of *Calanus finmarchicus* in the slope waters of the NW Atlantic Continental Shelf and the Labrador Sea. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 39 : 49-69.

Healey, B. P.; Mahé, J.-C. et Morgan, M. J. 2010. An assessment of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in NAFO Subarea 2 Divisions 3KLMNO. Document de recherche 10/40 du Conseil scientifique de l'OPANO.

Hebert, P. D. N.; et Wears-Wilde, J. (éditeurs). 2002. Canada's Polar Life. Canadian plaice, *Hippoglossoides platessoides*. CyberNatural Software, University of Guelph., Guelph (Ont.).

Hedeholm, R., T. Qvist, J. Nielson and P. GrØnkaer. 2019. Temporal changes in size-at-maturity of black dogfish. J. Fish. Bio. 95(3).

Henry, L.-A. et Hart, M. 2005. Regeneration from Injury and Resource Allocation in Sponges and Corals – a Review. International Review of Hydrobiology 90 : 125-158.

Henry, L.-A.; Kenchington, E.; Kenchington, T. J.; MacIsaac, K.; Bourbonnais, C. et Gordon, D. C. Jr. 2006. Impacts of experimental pulsed otter trawling on communities of sessile colonial epifauna in Western Bank (Northwest Atlantic). Mar. Ecol. Prog. Ser., 306 : 63-78.

Henry, L.-A.; Harries, D.; Kingston, P. et Roberts, J. M. 2017. Historic scale and persistence of drill cuttings impacts on North Sea benthos. Marine Environmental Research 129 : 219-228.

Herrnkind, W.; Butler, M.; Hunt, J. et Childress, M. 1997. Role of physical refugia: Implications from a mass sponge die-off in a lobster nursery in Florida. Mar. Freshw. Res. 48 : 759-769.

Himmelman, J. et Hamel, J.-R. 1993. Diet, behaviour and reproduction of the whelk *Buccinum undatum* in the northern Gulf of St. Lawrence, eastern Canada. Marine Biology, 116, 423-430. https://doi.org/10.1007/BF00350059

Hoolihan, J. P.; Wells, R. J. D.; Luo, J.; Falterman, B.; Prince, E. D. et Rooker, J. R. 2014. Vertical and horizontal movements of yellowfin tuna in the Gulf of Mexico. Marine and Coastal Fisheries. 6(1), 211-222.

Hooper, J. N. A. et van Soest, R. W. M. (éditeurs). 2002. Systema Porifera. Guide to the classification of sponges. 2 volumes. Kluwer Academic/Plenum Publishers: New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow. XCIV + 1707 p. ISBN 978-0-306-47260-2

Horner, R.; Ackley, S. F.; Dieckmann, G. S.; Gulliksen, B.; Hoshiai, T.; Legendre, L.; Melnikov, I. A.; Reeburgh, W. S.; Spindler, M. et Sullivan, C. W. 1992. Ecology of sea ice biota. 1. Habitat, terminology, and methodology. Polar Biology. 12 : 417-427.

Howey, L. A.; Wetherbee, B. M.; Tolentino, E. R. et Shivji, M. S. 2017. Biogeophysical and physiological processes drive movement patterns in a marine predator. Mov. Ecol. 5 (16)

Huntley, M.; Fort, K. W. et Dengler, A. T. 1983. Dynamics and community structure of zooplankton in the Davis Strait and Northern Labrador Sea. *Arctic*. 25(2) : 143-161. Irwin, B.D. 1990. Primary production of ice algae on a seasonally-ice-covered, continental shelf. Polar Biology. 10(4) : 247-254.

Hurley, G. et Ellis, J. 2004. Environmental Effects of Exploratory Drilling Offshore Canada: Environmental Effects Monitoring Data and Literature Review – Final Report. Document préparé pour l'Agence canadienne d'évaluation environnementale – Comité consultatif de la réglementation.

Hylland, K.; Tollefsen, K. E.; Ruus, A.; Jonsson, G.; Sundt, C. R. et Sanni, S. 2008. Water column monitoring near oil installations in the North Sea 2001-2004. Mar. Poll. Bull., 56 : 414-429.

Conseil international pour l'exploration de la mer (ICES). 2021. Working Group on North Atlantic Salmon. ICES Sci. Rep. 3(29) : 407 p.

International Association of Oil and Gas Producers (IOGP). 2016. Environmental Fate and Effects of Ocean Discharge of Drill Cuttings and Associated Drilling Fluids from Offshore Oil and Gas Operations. IOGP Report 543.

Irwin, B. D. 1990. Primary production of ice algae on a seasonally-ice-covered, continental shelf. Polar Biology. 10(4) : 247-254.

Iwamoto, T. 2015. *Coryphaenoides rupestris*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 2015 : e.T15522149A15603540. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T15522149A15603540.en.

Jacoby, D.; Casselman, J.; DeLucia, M. et Gollock, M. 2017. *Anguilla rostrata* (version modifiée de l'évaluation de 2014). Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 2017 : e.T191108A121739077. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T191108A121739077.en.

Jagwani, D.; Shukla, P.; Kulkarni, A.; Ramteke, D. S. et Juneja, H. D. 2011. Organ Specific Distribution of PAHs in a Carnivorous Fish Species Following Chronic Exposure to Used Synthetic-Based Drilling Mud. Polycyclic Aromatic Compounds. 31(4), 227-242.

Jensen, A.S. 1935. The Greenland halibut, (*Reinhardtius hippoglossoides* (Walb.)) its development and migrations. K. Danske Vidensk. Selsk. Skr. 9RK. 6(4) : 1-32.

Johnson, D. L. 2004. Essential fish habitat source document: American plaice, *Hippoglossoides platessoides*, life history and habitat characteristics, Second Edition. Document technique NMFS-NE-187 de la NOAA.

Jones, J. B. 1992. Environmental impact of trawling on the seabed: A review, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 26 : 1, 59-67

Joseph, V. Sans date. La zostère : la pelouse sous-marine. Disponible à : https://www.dfo-mpo.gc.ca/science/organization/sec-ces/atlantic-atlantique/blog/2018-08-08/index-fra.html

Junquera, S. et Zamarro, J. 1994. Sexual maturity and spawning of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) from Flemish Pass area. Études du Conseil scientifique de l'OPANO. 20 : 47-52.

Jury, S. H.; Field, J. D.; Stone, S. L.; Nelson, D. M. et Monaco, M. E. 1994. Distribution and Abundance of Fishes and Invertebrates in North Atlantic Estuaries. ELMR Report No. 13. NOAA/NOS Strategic Environmental Assessments Division, Silver Spring, MD. 221 p.

Keenan, S. F.; Benfield, M. C. et Blackburn, J. K. 2007. Importance of the artificial light field around offshore petroleum platforms for the associated fish community. Mar. Ecol. Prog. Ser., 331 : 219-231.

Kenchington, E.; Lirette, C.; Cogswell, A.; Archambault, D.; Archambault, P.; Benoit, H.; Bernier, D.; Brodie, B.; Fuller, S.; Gilkinson, K.; Lévesque, M.; Power, D.; Siferd, T.; Treble, M. et Wareham, V. 2010. Délimitation des concentrations de corail et d'éponge dans les régions biogéographiques de la côte est du Canada au moyen de l'analyse spatiale. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2010/041. vi + 202 p.

Kenchington, E.; Beazley, L.; Lirette, C.; Murillo, F. J.; Guijarro, J.; Wareham, V.; Gilkinson, K.; Koen Alonso, M.; Benoît, H.; Bourdages, H.; Sainte-Marie, B.; Treble, M. et Siferd, T. 2016. Délimitation des zones benthiques importantes de coraux et d'éponges dans l'est du Canada à l'aide des analyses des noyaux de densité et des modèles de répartition des espèces. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Sci. Advis. Sec. Doc. de R. 2016/093 : vi + 178 p.

Kennedy, J.; Durif, C. M. F.; Florin, A.-B.; Fréchet, A.; Gauthier, J.; Hüssy, K.; Þór Jónsson, S.; Ólafsson, H. G.; Post, S. et Hedeholm, R. B. 2018. A brief history of lumpfishing, assessment, and management across the North Atlantic. ICES. J. Mar. Sci. 76(1) : 181-191.

Kjeilen-Eilertsen, G.; Trannum, H.; Jak, R.; Smit, M.; Neff, J. et Durell, G. 2004. Literature report on burial: Derivation of PNEC as component in the MEMW model tool. Report AM 2004, 24.

Kneebone, J.; Sulikowski, J.; Knotek, R.; McElroy, W. D.; Gervelis, B.; Curtis, T.; Jurek, J. et Mandelman, J. 2020. Using conventional and pop-up satellite transmitting tags to assess the horizontal movements and habitat use of thorny skate in the Gulf of Maine. ICES. J. Mar. Sci. 77(7-8) : 2790-2803.

Knudby, A.; Kenchington, E. et Murillo, F. J. 2013. Modeling the distribution of Geodia sponges and sponge grounds in the Northwest Atlantic. PLoS ONE. 8(12):e82306. 20 p.

Koeller, P.; Fuentes-Yaco, C.; Platt, T.; Sathyendranath, S.; Richards, A.; Ouellet, P.; Orr, D.; Skúladóttir, U.; Wieland, K.; Savard, L. et Ashan, M. 2009. Basin-scale coherence in phenology of shrimps and phytoplankton in the North Atlantic Ocean. Science. 324:791-793.

Koen-Alonso, M.; Favaro, C.; Ollerhead, N.; Benoît, H.; Bourdages, H.; Sainte-Marie, B.; Treble, M.;

Hedges, K.; Kenchington, E.; Lirette, C.; King, M.; Coffen-Smout, S. et Murillo, J. 2018. Analyse du recoupement entre l'effort de pêche et les zones benthiques importantes dans les eaux marines canadiennes de l'Atlantique et de l'Arctique de l'Est. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2018/015 : xvii + 270 p.

Krieger, K. J. et Aile, B. L. 2002. Megafauna associations with deepwater corals (*Primnoa* spp.) in the Gulf of Alaska. Hydrobiologia. 471 : 83-90.

Kulka, D.W. 2006. Abundance and distribution of sharks on the Grand Banks with particular reference to the NAFO Regulatory Area. NAFO Science Research Council Document 06-20.

Kulka, D. W.; Anderson, B.; Coton, C. F.; Derrick, D.; Pacoureau, N. et Dulvy, N. K. 2020a. *Malacoraja senta*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 2020 : e.T161477A124492029. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T161477A124492029.en.

Kulka, D. W.; Ellis, J.; Anderson, B.; Coton, C. F.; Derrick, D.; Pacoureau, N. et Dulvy, N. K. 2020b. *Amblyraja radiata*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 2020 : e.T161542A124503504. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T161542A124503504.en.

Kulka, D. W.; Anderson, B.; Coton, C. F.; Derrick, D.; Pacoureau, N. et Dulvy, N. K. 2020c. *Leucoraja ocellata*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 2020 : e.T161631A124518400. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T161631A124518400.en.

Kulka, D. W. et Miri, C. M. 2003. The status of thorny skate (*Amblyraja radiata* Donovan, 1808) in NAFO Division 3L, 3N, 3O and subdivision 3Ps. NAFO Science Council Research Document 03/57.

La Bella, G.; Cannata, S.; Froglia, C.; Ratti, S. et Rivas, G. 1996. First assessment of effects of air-gun seismic shooting on marine resources in the Central Adriatic Sea. International Conference on Health, Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production, 1 : 227-238.

Lacroix, G. L. 2013. Population-specific ranges of oceanic migration for adult Atlantic salmon (*Salmo salar*) documented using pop-up satellite archival tags. Journ. can. sci. halieut. aquat. 70 : 1011-1030.

Larsson, A. I. et Purser, A. 2011. Sedimentation on the cold-water coral *Lophelia pertusa*: Cleaning efficiency from natural sediments and drill cuttings. Mar. Poll. Bull., 62 : 1159-1168.

Laurel, B. J.; Gregory, R. S. et Brown, J. A. 2003a. Settlement and distribution of Age-0 juvenile cod, *Gadus morhua* and *G. ogac*, following a large-scale habitat manipulation. Mar. Ecol. Prog. Ser., 262 : 241-252.

Laurel, B. J.; Gregory, R. S. et Brown, J. A. 2003b. Predator distribution and habitat patch area determine predation rates on Age-0 juvenile cod *Gadus* spp. Mar. Ecol. Prog. Ser., 251 : 245-254.

Laurel, B. J.; Gregory, R. S.; Brown, J. A.; Hancock, J. K. et Schneider, D. C. 2004. Behavioural consequences of density-dependent habitat use in juvenile cod *Gadus morhua* and *G. ogac*: The role of movement and aggregation. Mar. Ecol. Prog. Ser., 272 : 257-270.

Lavoie, D., Lambert, N. et Gilbert, D. 2017. Projections of future trends in biogeochemical conditions in the Northwest Atlantic using CMIP5 Earth Systems models. Atmosphere-Ocean. iFirst article : 1- 23. DOI : 10.1080/07055900.2017.1401973.

Layton, K. K. S.; Dempson, B.; Snelgrove, P. V. R.; Duffy, S. J.; Messmer, A. M.; Paterson, I. G.; Jeffery, N. W.; Kess, T.; Horne, J. B.; Salisbury, S. J.; Ruzzante, D. E.; Bentzen, P.; Coté, D.; Nugent, C. M.; Ferguson, M. M.; Leong, J. S.; Koop, B. F.; et Bradbury, I. R. 2020. Resolving fine-scale population structure and fishery exploitation using sequenced microsatellites in a northern fish. Evol. Appl., 13(5) : 1055-1068.

Lazier, J.; Hendry, R.; Clarke, A.; Yashayaev, I. et Rhines, P. 2002. Convection and restratification in the Labrador Sea, 1990-2000. Deep-Sea Research I - Oceanography Research Paper. 49 : 1819–1835.

Lewis, K. P.; Buren, A. D.; Regular, P. M.; Mowbray, F. K. et Murphy, H. M. 2019. Forecasting capelin *Mallotus villosus* biomass on the Newfoundland shelf. Mar. Ecol. Prog. Ser., 616 : 171-183

Le Corre, N.; Pepin, P.; Han, G.; Ma, Z. et Snelgrove, P. V. R. 2019. Assessing connectivity patterns among management units of the Newfoundland and Labrador shrimp population. Fisheries Oceanography. 28(2) : 183-202.

Liefmann, S.; Järnegren, J.; Johnsen, G. et Murray, F. 2018. Eco-physiological responses of cold-water soft corals to anthropogenic sedimentation and particle shape. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 504 : 61-71.

LGL Limited. 2005. Western Newfoundland and Labrador Offshore Area Strategic Environmental Assessment. Document rédigé par LGL Limited pour l'Office Canada–Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador).

LGL Limited. 2014. Environmental Assessment of BP Exploration (Canada) Limited's Tangier 3-D Seismic Survey. BP Document No. NS-HS-REP-BP-B01-0001. Mars 2014.

LGL Limited, S.L. Ross Environmental Research Ltd., and Coastal Ocean Associates Inc. 2000. Environmental Assessment of Exploration Drilling Off Nova Scotia. Rapport rédigé pour Mobil Canada Ltd., Shell Canada Ltd., Imperial Oil Resources Ltd., Gulf Canada Resources Ltd., Chevron Canada Resources, PanCanadian Petroleum, Murphy Oil Ltd. et Norsk Hydro.

Li, W. K. W. et Dickie, P. M. 1996. Distribution and Abundance of Bacteria in the Ocean. Disponible à : http://www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/review/1996/Li/Li_e.html.

Li, W. K. W. et Harrison, G. W. 2001. Chlorophyll, bacteria and picophytoplankton in ecological provinces of the North Atlantic. Deep Sea Research II. 48 : 2271-2293.

Lydersen, C., Fisk, A. T. et Kovacs, K. M. 2016. A review of Greenland shark (*Somniosus microcephalus*) studies in the Kongsfjorden area, Svalbard Norway. Polar Biology 39 : 2169-2178.

Macinnis-Ng, C. M. et Ralph, P. J. 2003. In situ impact of petrochemicals on the photosynthesis of the seagrass *Zostera capricorni*. Marine Pollution Bulletin, 46(11) : 1395-1407.

Maddock-Parsons, M. 2005a. Évaluation du stock de plie grise de la sous-division 3Ps. Rapport consultatif scientifique 2005/050 du Secrétariat consultatif canadien des sciences.

Maddock-Parsons. 2005b. Plie grise de la subdivision 3Ps. Document de recherche 2005/086 du Secrétariat consultatif canadien des sciences.

Maddock-Parsons, D. 2009. Divisions 3LNO yellowtail flounder (*Limanda ferruginea*) in the 2008 Canadian stratified bottom trawl survey. Document de recherche 09/31 du Conseil scientifique de l'OPANO : 28 p.

Maguire, J. J. et Lester, B. 2012. Bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in Atlantic Canadian Waters: Biology, Status, Recovery Potential, and Measures for Mitigation. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2012/002 : vi + 28 p.

Maillett, G. et Colbourne, E. 2007. Variations in the Labrador Current transport and zooplankton abundance on the NL shelf. Document de recherche 07/42 du Conseil scientifique de l'OPANO.

Maldonado, M.; Giraud, K. et Carmona, C. 2008. Effects of sediment on the survival of asexually produced sponge recruits. Mar. Biol., 154(4) : 631-641.

Marcogliese, D. J.; Albert, E.; Gagnon, P. et Sevigny, J. M. 2003. Use of parasites in stock identification of deepwater redfish (*Sebastes mentella*) in the Northwest Atlantic. Fisheries Bulletin. 101 : 183-188.

MarineBio. 2021. Abyssal Grenadiers. The MarineBio Conservation Society. Disponible à : https://www.marinebio.org/species/abyssal-grenadiers/coryphaenoides-armatus/

Markle, D. F.; Methven, D. A. et Coates-Markle, L. J. 1982. Aspects of spatial and temporal cooccurrence in the life history stages of the sibling hakes, *Urophycis chuss* (Walbaum 1972) and *Urophycis tenuis* (Mitchill 1815) (Pisces: Gadidae). Can. J. Zool. 60 : 2057-2078.

Mathieson, T. A. et Dawes, C. 2017. Seaweeds of the Northwest Atlantic. University of Massachusetts Press, Amherst (Massachusetts). 816 p.

McCauley, R. D., Fewtrell, J.; Duncan, A. J.; Jenner, M.-N.; Jenner, C.; Prince, R. I. T. and Murdoch, J. 2000a. Marine seismic surveys - A study of environmental implications. APPEA (Australian Petroleum Production and Exploration Association) Journal. 40 : 692-708.

McCauley, R. D., Fewtrell, J.; Duncan, A. J.; Jenner, C.; Jenner, M.-N.; Penrose, J. D.; Prince, R. I. T.;

Adhitya, A.; Murdoch, J. et McCabe, K. 2000b. Marine seismic surveys: Analysis of airgun signals; and effects of air gun exposure on humpback whales, sea turtles, fishes and squid (Report prepared for Australian Petroleum Production Association, Sydney, Australia). Perth, Australia: Centre for Marine Science and Technology, Curtin University.

McCauley, R. D., Fewtrell, J. et Popper, A. 2003. High intensity anthropogenic sound damages fish ears. Journal of the Acoustical Society of America 113, 638 (2003); Doi : https://doi.org/10.1121/1.1527962.

McCauley, R. D. et Kent, C. S. 2012. A Lack of Correlation Between Air Gun Signal Pressure Waveforms and Fish Hearing Damage. Dans : Popper, A. N.; Hawkins, A. (éd.) The Effects of Noise on Aquatic Life. Advances in Experimental Medicine and Biology, vol 730. Springer, New York, NY.

McEachran, J. D. 1973. Biology of seven species of skates (Pisces: Rajidae). Ph.D. dissertation, Coll. William and Mary, Williamsburg, VA. 127 p.

McEachran, J. D. 2002. Skates. Family Rajidae. In Bigelow and Schroeder's Fishes of the Gulf of Maine. 3rd Edition. Document édité par B. B. Collette et G. Klein-MacPhee. P. 60-75. Smithsonian Institution Press, Washington, DC. 748 p.

McEachran, J. D.; Boesch, D. F. et Musick, J. A. 1976. Food division within two sympatric species-pairs of skates (Pisces: Rajidae). Mar. Biol. 35 : 301-317.

McKone, W. D. et LeGrow, E. M. 1984. Le monde sous-marin : Le sébaste. Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ont.).

Melle, W.; Runge, J.; Head, E.; Plourde, S.; Castellani, C.; Licandro, P.; Pierson, J.; Jonasdottir, S.; Johnson, C.; Broms, C.; Debes, H.; Falkenhaug, T.; Gaard, E.; Gislason, A.; Heath, M.; Niehoff, B.; Nielsen, T. G.; Pepin, P.; Kaare Stenevik, E. et Chust, G. 2014. The North Atlantic Ocean as habitat for *Calanus finmarchicus*: Environmental factors and life history traits. Progress in Oceanography, Volume 129, P. 244-284

Methven, D. 1999. Annotated bibliography of demersal fish feeding with emphasis on selected studies from the Scotian Shelf and Grand Bank of the Northwestern Atlantic. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 2267 : iv + 106 p.

Methven, D. A.; Haedrich, R. L. et Rose, G. A. 2001. The fish assemblage of a Newfoundland estuary: diel, monthly, and annual variation. Estuarine Coastal and Shelf Science. 52 : 669-687.

Minaskuat. 2009. Currant Land and Resource Use in the Lower Churchill River Area. Environmental Baseline Report. LCP 587627.

Montevecchi, W. A.; Benvenuti, S.; Garthe, S.; Davoren, G. K. et Champ, D. 2009. Flexible foraging tactics by a large opportunistic seabird preying on forage- and large pelagic fishes. Mar. Ecol. Prog. Ser., 385 : 295-306.

Moore, J.-S., Harris, L. N. et Tallman, R. F. 2014. A review of anadromous Arctic char (*Salvelinus*

alpinus) migratory behavior: implications for genetic population structure and fisheries management. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2014/3051 : vi + 27 p.

Morgan, M. J. et Bowering, W. R. 1997. Temporal and geographic variation in maturity at length and age of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) from the Canadian north-west Atlantic with implications for fisheries management. ICES J. Mar. Sci., 54 : 875-885.

Morgan, M. J. 2000. Interactions between substrate and temperature preference in adult American plaice (*Hippoglossoides platessoides*). Marine and Freshwater Behaviour and Physiology. 33 : 249-259.

Morin, B.; Methot, R.; Sevigny, J. M.; Power, D.; Branton, B. et McIntyre, T. 2004. Revue de la structure, de l'abondance et de la distribution de Sebastes mentella et S. fasciatus dans le Canada atlantique dans le contexte des espèces en péril. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2004/058 : iv + 90 p.

Morley, E. L.; Jones, G. et Radford, A. N. 2014. The importance of invertebrates when considering the impacts of anthropogenic noise. Proc. R. Soc. B. 281 (1776) : 2013-2683.

Morris, C. J.; Coté, D.; Martin, B. et Kehler, D. 2018. Effects of 2D seismic on the snow crab fishery. Fisheries Research. 197 : 10 p. doi : https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.09.012.

Morris, C. J.; Coté, D.; Martin, B. et Mullowney, D. 2020. Effects of 3D seismic surveying on the Snow Crab fishery. Fisheries Research 232:105719. 10 p.

Mortensen, P. B. et Buhl-Mortensen, L. 2004. Distribution of deep-water gorgonian corals in relation to benthic habitat features in the Northeast Channel (Atlantic Canada). Marine Biology, 144(6), p. 1223-1238.

Mortensen, P. B. et Buhl-Mortensen, L. 2005. Morphology and growth of the deep-water gorgonians *Primnoa resedaeformis* and *Paragorgia arborea*. Marine Biology, 147(3), p. 775-788.

Mortensen, P. B.; Buhl-Mortensen, L. et Gordon, D. C. 2006. Distribution of deep-water corals in Atlantic Canada. Dans Proc 10th Int Coral Reef Symp (Vol. 1, p. 1832-1848).

Mullowney, D.; Morris, C.; Dawe, E.; Zagorsky, I. et Goryanina, S. 2018. Dynamics of snow crab (*Chionoecetes opilio*) movement and migration along the Newfoundland and Labrador and Eastern Barents Sea continental shelves. Rev. Fish. Biol. Fish. 28 : 435-459.

Murillo, F. J.; Kenchington, E.; Sacau, M.; Piper, D. J. W.; Wareham, V. et Munoz, A. 2011. SC WG on the Ecosystem Approach to Fisheries Management – December 2011: New VME indicator species (excluding corals and sponges) and some potential VME elements of the NAFO Regulatory Area. Document de recherche 11/73 du Conseil scientifique de l'OPANO.

Murillo, F. J.; Kenchington, E.; Tompkins, G.; Beazley, L.; Baker, E.; Knudby, A. et Walkusz, W. 2018. Sponge assemblages and predicted archetypes in the eastern Canadian Arctic. Mar. Ecol. Prog. Ser., 597 : 115-135.

Murphy, H. M.; Pepin, P. et Robert, D. 2018. Re-visiting the drivers of capelin recruitment in Newfoundland since 1991. Fisheries Research. 200 : 1-10.

Naidu, K. S. 1997. Iceland scallop: Grand Banks of Newfoundland (NAFO Division 3LN) and Strait of Belle Isle (NAFO Division 4R). MPO – Sciences, Rapport sur l'état des stocks C2-07.

Natanson, L. J.; Deacy, B. M.; Joyce, W. et Sulikowski, J. 2019. Presence of a resting population of female porbeagles (*Lamna nasus*), indicating a biennial reproductive cycle, in the western North Atlantic Ocean. NOAA Nat. Mar. Fish. Ser. 117 : 70-77.

Natanson, L. J.; Winton, M.; Bowlby, H.; Joyce, W.; Deacy, B.; Coelho, R. et Rosa, D. 2020. Updated reproductive parameters for the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the North Atlantic Ocean with inferences of distribution by sex and reproductive stage. OPANO. 118(1) : 21-36

Conservation de la nature Canada. Sans date. Zostère marine. /www.natureco Disponible à : https://www.natureconservancy.ca/fr/nos-actions/ressources/especes-en-vedette/vegetaux/la-zostere-marine.html

Nielsen, J.; Hedeholm, R. B.; Lynghammar, A.; McClusky, L. M.; Berland, B.; Steffensen, J. F.; Jørgen, S. et Christiansen, J. S. 2020. Assessing the reproductive biology of the Greenland shark (Somniosus microcephalus). PLoS ONE. 15(10) : e0238986

Neff, J. M. 2010. Fate and Effects of Water-based Drilling Muds and Cuttings in Cold Water Environments. Houston (TX): Report to Shell Exploration and Production Company.

Neff, J. M.; McKelvie, S. et Ayers, R. C. Jr. 2000. Environmental Impacts of Synthetic-based Drilling Fluids. Rapport rédigé pour MMS par Robert Ayers & Associates, Inc. Août 2000. Department of the Interior des États, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, Nouvelle-Orléans (Louisiane). OCS Study MMS 2000-064.

Netto, S. A.; Gallucci, F. et Fonseca, G. 2008. Deep-sea meiofauna response to synthetic-based drilling mud discharge off SE Brazil. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography. 56(1), 41-49.

Nielsen, J. R. et Andersen, M. 2001. Feeding habits and density Patterns of Greenland cod, *Gadus ogac* (Richardson 1836), at West Greenland compared to those of the coexisting Atlantic cod, *Gadus morhua* L. Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science. 29 : 1-22.

Ministère des Pêches et de l'Aquaculture (MPA) de Terre-Neuve-et-Labrador. Sans date. Toad Crab (*Hyas araneus* and *Hyas coarctatus*) – Emerging Species Profile Sheets. development-fdp-pdf-toad-crab.pdf Disponible à : https://www.gov.nl.ca/ffa/files/research-development-fdp-pdf-toad-crab.pdf.

Ministère des Pêches et de l'Aquaculture (MPA) de Terre-Neuve-et-Labrador. 2006. Site Web de Developing Species and Emerging Fisheries. Site Web consulté en juillet 2006. Disponible à : http://www.fishaq.gov.nl.ca/harvesting/resource_devel/devspecies.stm.

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2013a. Fish Watch: Haddock. Disponible à : http://www.fishwatch.gov/seafood_profiles/species/haddock/species_pages/haddock.htm.

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2013b. Fish Watch: Atlantic Herring. Disponible à : http://www.fishwatch.gov/seafood_profiles/species/herring/species_pages/atl_herring.htm.

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2013c. Fish Watch: Western Atlantic Bluefin Tuna. Disponible à : http://www.fishwatch.gov/seafood_profiles/species/tuna/species_pages/atl_bluefin_tuna.htm.

Gouvernement du Nunatsiavut. 2018. Imappivut Knowledge Collection Study (Interview transcripts and spatial data provided to Aivek-Stantec for incorporation into the SEA Update Report).

Conseil communautaire du NunatuKavut. 2019. Labrador Shelf Offshore Area Strategic Environmental Assessment Update Traditional Knowledge Study – NunatuKavut Community Council. Rapport rédigé en collaboration avec Aivek Stantec.

OCEARCH. 2020. OCEARCH Brings Advanced White Shark Research Expedition Back to Nova Scotia. Communiqué de presse consultée le 7 mai 2021.

O'Connell, M. F.; Dempson, J. B. et Chaput, G. 2006. Aspects du cycle, de la biologie et de la dynamique des populations de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) dans l'Est du Canada. Document de recherche 2006/014 du Secrétariat consultatif canadien des sciences : iv + 47 p.

Ollerhead, L. M. N.; Morgan, M. J.; Scruton, D. A. et Marrie, B. 2004. Mapping spawning times and locations for 10 commercially important fish species found on the Grand Banks of Newfoundland. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2522.

Østby, C.; Nordstrøm, L. et Moe, K. A. 2003. Konsekvenser av seismisk aktivitet. ULB delutredning 18. – Alpha Miljørådgivning, Oslo, Norway. < Consequences of seismic activity. ULB sub-investigation 18. - Alpha Environmental Advice >

Packer, D. B.; Zetlin, C. A. et Vitaliano, J. J. 2003. Essential fish habitat source document: Smooth skate, *Malacoraja senta*, life history and habitat characteristics. NOAA Technical Memo. NMFSNE-177: 26.

Parry, G. D. et Gason, A. 2006. The effect of seismic surveys on catch rates of rock lobsters in western Victoria, Australia. Fisheries Research. 79 : 272-284.

Parry, G. D.; Heislers, S.; Werner, G. F.; Asplin, M. D. et Gason, A. S. H. 2002. Assessment of Environmental Effects of Seismic Testing on Scallop Fisheries in Bass Strait. Marine and Freshwater Resources Institute (2002) (Report No. 50). Doi : https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.03.023.

Payne, J. F. 2004. Effets possibles de la prospection sismique sur le zooplancton et les œufs et les larves de poisson. Document de recherche 2004/125 du Secrétariat consultatif canadien des

sciences du MPO : ii + 12.

Payne, J. F.; Andrews, C. A.; Fancey, L. L.; Cook, A. L. et Christian, J. R. 2007. Pilot study on the effects of seismic air gun noise on lobster (*Homarus americanus*). Rapp. tech. can. des sci. hal. et aquat. 2712.

Payne, J. F.; Andrews, C.; Fancey, L. L.; White, D. et Christian, J. 2008. Effets possibles de l'énergie sismique sur les poissons, les mollusques et les crustacés : mise à jour depuis 2003. Pêches et Océans Canada. Document de recherche 2008/060 du Secrétariat consultatif canadien des sciences.

Payne, J.F., J. Coady and D. White. 2009. Potential effects of seismic airgun discharges on monkfish eggs (*Lophius americanus*) and larvae. Environmental Studies Research Funds Report No. 170, St. John's, NL. 32 p.

Pearson, W. H.; Skalski, J. R.; Sulkin, S. D. et Malme, C. I. 1994. Effects of seismic energy releases on the survival and development of zoeal larvae of Dungeness crab (*Cancer magister*). Marine Environmental Research. 38 : 93-113.

Pederson, A. P. 1994. Population Parameters of the Iceland Scallop (Chlamys islandica (Müller)) from West Greenland. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science. 16 : 75-87.

Pepin, P. 2013. Distribution and feeding of *Benthosema glaciale* in the western Labrador Sea: Fish–zooplankton interaction and the consequence to calanoid copepod populations. Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers 75 : 119-134.

Petro-Canada. 1982. Offshore Labrador Initial Environmental Assessment. Petro-Canada Ltd., Calgary (Alberta).

Picken, B. et McIntyre, A. D. 1989. Rigs to reefs in the North Sea. Bulletin of Marine Science. 22 : 452-455.

Pitt, T. K. 1969. Migrations of American plaice on the Grand Bank and in St. Mary's Bay, 1954, 1959, and 1961. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 26 : 1301-1319.

Pitt, T. K. 1973. Food of the American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) from the Grand Bank, Newfoundland. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 30 : 1261-1273.

Pitt, T. K. 1989. Le monde sous-marin – La plie canadienne. Pêches et Océans Canada, Ottawa

(Ont.).

Platt, T.; Fuentes-Yaco, C. et Frank, K. T. 2003. Spring algal bloom and larval fish survival. Nature, 423(6938): 398-399.

Popper, A. N.; Smith, M. E.; Cott, P. A.; Hanna, B. W.; MacGillivray, A. O.; Austin, M. E. et Mann, D. A. 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. Journal of the Acoustical

Society of America. 117(6) : 3958-3971.

Popper, A. N. et Hastings, M. C. 2009. The effects of human-generated sound on fish. Integrative Zoology. 4 : 43-52.

Popper, A. N.; Hawkins, A. D.; Fay, R. R.; Mann, D.; Bartol, S.; Carlson, T.; Coombs, S.; Ellison, W. T.; Gentry, R.; Halvorsen, M. B.; Løkkeberg, S.; Rogers, P.; Southall, B. L.; Zeddies, D. et Tavolga, W. N. 2014. Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI," ASA S3/SC1.4 TR- 2014. Springer and ASA Press, Cham, Switzerland (2014).

Power, D. et Mowbray, F. 2000. The status of redfish in Unit 2. Document de recherche 2000/136 du Secrétariat canadien pour l'évaluation des stocks.

Poulin, M.; Daugbjerg, N.; Gradinger, R.; Ilyash, L.; Ratkova, T. et von Quillfeldt, C. 2011. The pan-Arctic biodiversity of marine pelagic and sea-ice unicellular eukaryotes: A first-attempt assessment. Mar. Biodiv., (2011) 41 :13–28

Powles, P. M. 1965. Life history and ecology of American plaice (*Hippoglossoides platessoides* F.) in the Magdalen Shallows. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 22 : 565-598.

Przeslawski, R.; Bruce, B.; Carroll, A.; Anderson, J.; Bradford, R.; Durrant, A.; Edmunds, M.; Foster, S.; Huang, Z.; Blessé, L.; Lansdell, M.; Lee, K.; Lees, C.; Nichols, P. et Williams, S. 2016. Marine Seismic Survey Impacts on Fish and Invertebrates: Final Report for the Gippsland Marine Environmental Monitoring Project. Record 2016/35. Geoscience Australia, Canberra. http://dx.doi.org/10.11636/Record.2016.035

Qvist, T. 2017. Age estimates and distribution of the black dogfish (Centroscyllium fabricii). M.Sc. Thesis, Aarhus University, Denmark.

Ragnarsson, S. Á.; Burgos, J. M.; Kutti, T.; van den Beld, I.; Egilsdóttir, H.; Arnaud-Haond, S. et Grehan, A. 2017. The Impact of Anthropogenic Activity on Cold-Water Corals. P. 1-35. In: S. Rossi (ed.). Marine Animal Forests. Springer International Publishing AG.

Reid, R. N.; Cargnelli, L. M.; Greisbach, S. J.; Packer, D. B.; Johnson, D. L.; Zetlin, C. A.; Morse, W. W. et Berrien, P. L. 1999. Essential Fish Habitat Source Document: Atlantic Herring, *Clupea harengus*, Life History and Habitat Characteristics. Document technique NMFS-NE-126 de la NOAA.

Reddin, D. G. 2006. Perspectives sur l'écologie marine du saumon atlantique (*Salmo salar*) dans l'Atlantique Nord-Ouest. Document de recherche 2006/018 du Secrétariat consultatif canadien des sciences.

Richardson, D. E.; Marancik, K. E.; Guyon, J. R.; Lutcavage, M. E.; Galuardi, B.; Lam, C. H.; Walsh, H. J.; Wildes, S.; Yates, D. A. et Hare, J. A. 2016. Discovery of a spawning ground reveals diverse migration strategies in Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). PNAS 113(12) : 3299-3304

Rigby, C. L.; Barreto, R.; Carlson, J.; Fernando, D.; Fordham, S.; Francis, M. P.; Herman, K.; Jabado, R. W.; Liu, K. M.; Marshall, A.; Pacoureau, N.; Romanov, E.; Sherley, R. B. et Winker, H. 2019a. *Lamna nasus*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 2019 : e.T11200A500969. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T11200A500969.en.

Rigby, C. L.; Barreto, R.; Carlson, J.; Fernando, D.; Fordham, S.; Francis, M. P.; Jabado, R. W.; Liu, K. M.; Marshall, A.; Pacoureau, N.; Romanov, E.; Sherley, R. B. et Winker, H. 2019b. Shortfin Mako – *Isurus oxyrinchus*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN : e.T39341A2903170.

Rigby, C. L.; Barreto, R.; Carlson, J.; Fernando, D.; Fordham, S.; Francis, M. P.; Herman, K.; Jabado, R. W.; Liu, K. M.; Marshall, A.; Romanov, E.; et Kyne, P. M. *Céthinus maximus* (version modifiée de l'évaluation de 2019). Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 2021 : e.T4292A194720078. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T4292A194720078.en.

Roberts, J. M.; Wheeler, A. J.; Freiwald, A. et Cairns, S. 2009. Cold-water Corals: The Biology and Geology of Deep-sea Coral Habitats. Cambridge University Press, New York, USA. 334 p.

Román-Marcote, E.; González-Troncoso, D. et Alvarez, M. 2020. Results for the Atlantic cod, roughhead grenadier, redfish, thorny skate and black dogfish of the Spanish Survey in the NAFO Div. 3L for the period 2003-2019. Document de recherche 20/014 du Conseil scientifique de l'OPANO.

Rose, G. A. 2005. Capelin (*Mallotus villosus*) distribution and climate: a sea "canary" for marine ecosystem change. ICES J. Mar. Sci., 62 : 1524-1530.

Røstad, A.; Kaartvedt, S.; Klejvar, T. A. et Melle, W. 2006. Fish are attracted to vessels. ICES J. Mar. Sci., 63 : 1431-1437.

Ruhl, R. A. et Smith, K. L. Jr. 2004. Shifts in deep-sea community structure linked to climate and food supply. Science 305(5683) : 513-515.

Runge, J. A. et De Lafontaine, Y. 1996. Characteristics of the pelagic ecosystem in surface waters of the northern Gulf of St. Lawrence in early summer: The larval redfish-*Calanus*-microplankton interaction. Fisheries Oceanography. 5(1): 21-37.

Ryland, J. S. et Hayward, P. J. 1991. Marine Flora and Fauna of the Northeastern United States: Erect Bryozoa. Rapport technique NMFS 99 de la NOAA, 48 p.

Registre des espèces en péril (EEP). 2013a. Registre public des espèces en péril. Species Profile: Cusk. Disponible à : http://www.sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_e.cfm?sid=756.

Registre des espèces en péril (EEP). 2013b. Registre public des espèces en péril. Species Profile: Porbeagle shark. Disponible à : http://www.sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_e.cfm?sid=810.

Schaanning, M. T.; Trannum, H. C.; Øxnevad, S.; Carroll, J. et Bakke, R. 2008. Effects of drill cuttings on biogeochemical fluxes and macrobenthos of marine sediments. Journals of Experimental Marine Biology and Ecology. 361 (2008) : 49-57.

Schaffer, W. M. 1974. Selection for optimal life histories: the effects of age structure. Ecology, 55 : 291-303.

Scott, W. B. et Scott, M. G. 1988. Atlantic Fishes of Canada. Canadian Bulletin of Fishery and Aquatic Sciences. 219 : 731 p.

Sikumiut Environmental Management Ltd. (SEM). 2008. Évaluation environnementale stratégique de la zone extracôtière du plateau du Labrador. Projet nº P 064. Document rédigé pour [Le] Canada-Terre-Neuve-et-Labrador Office des hydrocarbures extracôtiers, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador). 518 p.

Sherwood, O. A. et Edinger, E. 2009 Ages and growth rates of some deep-sea gorgonian and antipatharian corals of Newfoundland and Labrador. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques. Volume 66, numéro 1, janvier 2009.

Showell, M. A.; Fowler, G. M.; Joyce, W.; McMahon, M.; Miri, C. M. et Simpson, M. R. 2017. Situation actuelle de la population de requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*) de l'Atlantique Nord dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et menaces pesant sur celle-ci. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2017/039. v + 45 p.

Sigurdsson, A. 1979. The Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides* (Walbaum)) at Iceland. Hafrannsknir, 16, Marine Research Institute, Reykjavik, Islande.

Simon, J. E.; Rowe, S. et Cook, A. 2012. Situation de la raie à queue de velours (*Malacoraja senta*) et de la raie épineuse (*Amblyraja radiata*) dans la région des Maritimes. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2011/080 : viii + 102 p.

Simons, R. D.; Page, H. M.; Zaleski, S.; Miller, R.; Dugan, J. E.; Schroeder, D. M. et Doheny, B. 2016. The effects of anthropogenic structures on habitat connectivity and the potential spread of non-native invertebrate species in the offshore environment. PLoS one, 11(3): p.e0152261.

Simpson, M. R.; Miri, C. M.; Mercer, J. M.; Bailey, J.; Pouvoir, D.; Themelis, D. et Treble, M. 2011. Évaluation du potentiel de rétablissement du grenadier de roche (*Coryphaenoides rupestris* Gunnerus, 1765) dans les eaux de l'Atlantique Nord-Ouest. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2011/077. vi + 68 p.

Simpson, M. R.; Mello, L. G. S.; Miri, C. M. et Treble, M. 2012. Évaluation pré-COSEPAC de trois espèces de loups de mer (*Anarhichas denticulatus*, A. minor, et A. lupus) dans les eaux canadiennes du nord-ouest de l'Atlantique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2011/122. iv + 69 p.

Simpson, M. R.; Mello, L. G. S.; Miri, C. M.; Collins, R.; Holloway, C. et Maddigan, T. 2014. Analyse préliminaire de l'utilisation de l'habitat et du profil de déplacement du loup de mer (*Anarhichas spp*.) dans les eaux côtières de Terre-Neuve-et-Labrador. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2014/033 : v + 27 p.

Simpson, M. R. et Miri, C. M. 2014. Évaluation pré-COSEPAC du requin-taupe commun (*Lamna nasus*) dans les eaux de Terre-Neuve-et-Labrador. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2013/088. iv + 19 p.

Simpson, M. R.; Gauthier, J.; Benoît, H. P.; MacDonald, D.; Hedges, K.; Collins, R.; Mello, L. et Miri, C. 2016a. Examen pré-COSEPAC concernant la lompe (*Cyclopterus lumpus* Linnaeus 1758) dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et de l'Arctique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2016/068. v + 135 p.

Simpson, M. R.; Collins, R. K.; Miri, C. M. et Bailey, J. A. 2016b. Évaluation des populations de merluche blanche (*Urophycis tenuis*) dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement. DFO Can. Doc. de R. 2016/051. v + 59 p.

Simpson, M. R.; Themmelis, D. E.; Treble, M.; Miri, C. M.; Collins, R. K. et Mello, L. G. S. 2017. Examen pré-COSEPAC concernant le grenadier berglax (*Macrourus berglax*) dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et de l'Arctique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Sci. Advis. Sec. Doc. de R. 2017/045. vi + 87 p.

Skjaeraasen, J. E. et Bergstand, O. A. 2000. Distribution and feeding ecology of Raja radiata in the northeastern North Sea and Skagerrak (Norwegian Deep). ICES Journal of Marine Science 57:1249-1260.

Skomal, G. B.; Braun, C. D.; Chisholm, J. H. et Thorrold, S. R. 2017. Movements of the white shark Carcharodon carcharias in the North Atlantic Ocean. Mar. Ecol. Prog. Ser., 580 : 1-16.

Slabbekoorn, H.; Bouton, N.; van Opzeeland, I.; Coers, A.; Cate, C. et Popper, A. N. 2010. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. Trends Ecol. Evol. 25 : 419-427. (doi :10.1016/j.tree.2010.04.005.

Smidt, E. L. B. 1969. The Greenland halibut, *Reinhardtius hippoglossoides* (Walb.), biology and

exploitation in Greenland waters. Medd. Danm. Fisk.-Havunders. 6(4) : 79-148.

Smit, M. G. D.; Tamis, J. E.; Jak, R. G.; Karman, C. C.; Kjeilen-Eilertsen, H.; Trannum, H. et Neff, J. 2006. Threshold levels and risk functions for non-toxic sediment stressors: Burial, grain size changes and hypoxia. Summary. ERMS Report no. 9.

Smit, M. G. D.; Holthaus, K. I. E.; Trannum, H. C.; Neff, J. M.; Kjeilen-Eilertsen, G.; Jak, R. G.; Singsaas, I.; Huihbregts, M. A. J. et Hendriks, A. J. 2008. Species sensitivity distributions for suspended clays, sediment burial and grain size change in the marine environment. Environmental Toxicology and Chemistry. 27(4) : 1006-1012.

Smith, A. M.; Stewart, B.; Key, M. M. et Jamet, C. M. 2001. Growth and carbonate production by *Adeonellopsis* (Bryozoa: Cheilostomata) in Doubtful Sound, New Zealand. Paleogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 175 : 201-210.

Smith, M. E.; Kane, A. S. et Popper, A. N. 2004. Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (*Carassius auratus*). The Journal of Experimental Biology, 207 : 427-435.

Smith, M. E. 2016. Relationship Between Hair Cell Loss and Hearing Loss in Fishes. Dans : Popper, A.; Hawkins, A. (éd.) The Effects of Noise on Aquatic Life II. Advances in Experimental Medicine and Biology, vol. 875. Springer, New York (New York).

Smith, S. D. A. et Rule, M. J. 2001. The effects of dredge-spoil dumping on a shallow water soft-sediment community in the Solitary Islands Marine Park, NSW, Australia. Mar. Poll. Bull., 42(11) : 1040-1048.

Sobel, J. 1996a. *Gadus morhua*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 1996 :

e.T8784A12931575.

Sobel, J. 1996b. *Sebastes fasciatus*. Liste rouge des espèces menacées de l'UICN de 1996 :

e.T20084A9144739. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T20084A9144739.en.

Solan, M.; Hauton, C.; Godbold, J. A.; Wood, C. L.; Leighton, T. G. et White, P. 2016. Anthropogenic sources of underwater sound can modify how sediment-dwelling invertebrates mediate ecosystem properties. Science Reports. 6 : 20540.

Song, J. 2008. The inner ears of Northern Canadian freshwater fishes following exposure to seismic air gun sounds. Journal of the Acoustical Society of America. 124 : 1360 (2008); Doi : https://doi.org/10.1121/1.2946702.

South, G. R.; Whittick, A. M. et Hooper, R. 1979. Biological bibliography of the Labrador Sea and Coastal Labrador. Department of Biology, Memorial University of Newfoundland Manuscript Report to Total Eastcan Explore Inc., St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador). 2 volumes.

Squires, H. J. 1965. Decapod crustacea of the Atlantic coast of Canada. Bull. can. des sci. hal. et

aquat. 221 : 391-400.

Squires, H. J. 1990. Decapod Crustacea of the Atlantic Coast of Canada. Bull. can. des sci. hal. et aquat. 221 : 532 p.

Stevenson, D. K. et Scott, M. L. 2005. Essential fish habitat source document: Atlantic herring, *Clupea harengus*, life history and habitat characteristics, Second Edition. Document technique NMFS-NE-192 de la NOAA.

St. Pierre, J. F. et de Lafontaine, Y. 1995. Fecundity and Reproduction Characteristics of Beaked Redfish (*Sebastes fasciatus* and *S. mentella*) in the Gulf of St. Lawrence. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2059.

Swain, D. P.; Benoît, H. P. et Aubry, É. 2012. Situation de la raie lisse (Malacoraja senta) dans le sud du golfe du Saint-Laurent : caractéristiques du cycle de vie, les tendances dans l'abondance et la distribution depuis 1971 à 2010, et les menaces potentielles. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de R. 2012/033. iii + 34 p.

Teagle, H.; Hawkins, S. J.; Moore, P. J. et Smale, D. A. 2017. The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 492 : 81-98.

This Fish. Sans date [a]. Iceland Scallop. Disponible à : https://thisfish.info/fishery/species/icenlandic-scallop/

This Fish. Sans date [b]. Northern Shrimp. Disponible à : https://thisfish.info/fishery/species/northern-shrimp/

Tibbo, S. N. 1956. Populations of herring (*Clupea harengus* L.) in Newfoundland waters. Journ. can. sci. halieut. aquat. 13 : 449-466.

Trannum, H. C.; Nilsson, H. C.; Schaanning, M. T. et Øxnevad, S. 2010. Effects of sedimentation from water based drill cuttings and natural sediment on benthic macrofaunal community structure and ecosystem processes. Journal of Experimental Biology and Ecology. 383 : 111-121.

Trannum, H. C. 2017. Drilling discharges reduce sediment reworking of two benthic species. Mar. Poll. Bull., 124 : 266-269.

Van Dalfsen, J. A.; Essink, K.; Toxvig Madsen, H.; Birklund, J.; Romero, J. et Manzanera, M. 2000. Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean. ICES J. Mar. Sci., 57 : 1439-1445.

Vandeperre, F.; Aires-da-Silva, A.; Fontes, J.; Santos, M.; Santos, R. S. et Afonso, P. 2014. Movements of blue sharks (*Prionace glauca*) across their life history. PLoS One. 9: e103528.

Voisey's Bay Nickel Company Limited (VBNC). 1997. Voisey's Bay Mine/Mill Project Environmental Impact Statement.

Vincent-Akpu, I. F. 2013. Chronic Toxicity of Synthetic Based Fluid (Parateq©) on growth of three life stages of *T. guineensis*. Scientific Research Journal. 1(3), 36-40.

Viola, S. M., Page, H. M.; Zaleski, S. F.; Miller, R. J.; Doheny, B.; Dugan, J. E.; Schroeder, D. M. et Schroeter, S. C. 2018. Anthropogenic disturbance facilitates a non-native species on

offshore oil platforms. J. Appl. Ecol., 55(4) : 1583-1593.

Vis, M. L.; Carr, S. M.; Bowering, W. R. et Davidson, W. S. 1997. Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in the North Atlantic are genetically homogeneous. Journ. can. sci. halieut. aquat. 54 : 1813-1821.

Wale, M. A.; Simpson, S. D. et Radford, A. N. 2013a. Noise negatively affects foraging and antipredator behaviour in shore crabs. Animal Behaviour. 86(1) : 111-118.

Wale, M. A.; Simpson, S. D. et Radford, A. N. 2013b. Size-dependent physiological responses of shore crabs to single and repeated playback of ship noise. Biology Letters. 9(2), 20121194.

Walli, A.; Teo, S. L. H.; Boustany, A.; Farwell, C. J.; Williams, T.; Dewar, H.; Prince, E. 2009. Seasonal movements, aggregations and diving behavior of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) revealed with archival tags. PLoS One. 2009(4): e6151. 4 p.

Walsh, S. J. 1992. Factors influencing distribution of juvenile yellowtail flounder (*Limanda ferruginea*) on the Grand Bank of Newfoundland. Netherlands J. Sea Res., 29(1-3) : 193-203.

Walsh, S. J.; Veitch, M. J.; Morgan, M. J.; Bowering, W. R. et Brodie, B. 2000. Distribution and abundance of yellowtail flounder (*Limanda ferruginea*) on the Grand Bank, NAFO Divisions 3LNO, as derived from annual Canadian bottom trawl surveys. Document de recherche 00/35 du Conseil scientifique de l'OPANO : 54 p.

Walsh, S. J.; Simpson, M.; Morgan, M. J.; Dwyer, K. S. et Stansbury, D. 2001. Distribution of juvenile yellowtail flounder, American plaice and Atlantic cod on the Southern Grand Bank of Newfoundland: A discussion of nursery areas and marine protected areas. Document de recherche 01/78 du Conseil scientifique de l'OPANO : 49 p.

Watling, L.; France, S. C.; Pante, E. et Simpson, A. 2011. Biology of deep-water octocorals. Advances in Marine Biology. 60 : 41-122.

Wells, N. J.; Pretty, C.; Warren, M.; Novaczek, E. et Koen-Alonso, M. 2021. Average Relative Density of Fish Species and Functional Groups in the Newfoundland and Labrador Shelves Bioregion from 1981-2017. Rapp. tech. can. des sci. hal. et aquat. 3427 : viii + 76 p.

Wenner, C. A. 1983. Biology of the Longfin Hake, *Phycis chesteri*, in the Western North Atlantic. Biological Oceanography. 3(1) : 41-75.

Wilce, R. T. 1959. The marine algae of the Labrador Peninsula and Northwest Newfoundland (ecology and distribution). Affaires autochtones et du Nord et Ressources naturelles Canada.

Division de la faune. 2010. Management Plan for the American Eel (*Anguilla rostrata*) in Newfoundland and Labrador. Ministère de l'Environnement et de la Conservation, gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador, Corner Brook. Canada. v + 29 p.

Williamson, T. et l'Association des Inuit du Labrador. 1997. From Sina to Sikujâluk: Our Footprint:

Mapping Inuit Environmental Knowledge in the Nain District of Northern Labrador. Nain, Labrador: Labrador Inuit Association, 1997. Document imprimé.

Wrobleski, J. S.; Kryger-Hann, L. K.; Methven, D. A. et Haedrich, R. L. 2007. The fish fauna of Gilbert Bay, Labrador: A marine protected area in the Canadian subarctic coastal zone. J. Mar. Biol. Assoc. UK. 87 : 575-587.

Wu, Y.; Peterson, I. K.; Tang, C. C. L.; Platt, T.; Sathyendranath, S. et Funentes-Yaco, C. 2007. The impact of sea ice on the initiation of the spring bloom on the Newfoundland and Labrador Shelves. J. Plankton Res. 29(6) : 509-514.

Wu, Y.; Platt, T.; Tang, C. C. L. et Sathyendranath, S. 2008. Regional differences in the timing of the spring bloom in the Labrador Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 355 : 9-20.

Zamarro, J. 1992. Feeding behavior of the American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) on the southern Grand Bank of Newfoundland. Netherlands J. Sea Res. 29 : 229-238.